Document public

Guide d'utilisation de l'outil HYDROTEX
Réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement

Rapport final

BRGM/RP-60227-FR
Février 2012

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement

Géosciences pour une Terre durable
brgm

Document public

Guide d'utilisation de l'outil HYDROTEX Réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement

Rapport V2

BRGM/RP-60227-FR
Février 2012

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Service public du BRGM 2010 - n°SU7431

BOISSARD G.,
Avec la collaboration de Bellenfant G., Blanc C., Guyonnet D., et Merly C.

Vérificateur :	**Approbateur :**
Nom : L.Rouvreau	Nom : H.Gaboriau
Date : 19/04/12	Date : 20/04/2012
Signature :	Signature :

En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique, l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2008.

Géosciences pour une Terre durable
brgm

Mots clés : terres excavées, réutilisation, ressource en eau, modélisation

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante : BOISSARD G. avec la collaboration de Bellenfant G., Blanc C., Guyonnet D., et Merly C. – (2012) - Guide d'utilisation de l'outil HYDROTEX - Réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement. Rapport final. BRGM/RP-60227-FR, 76 p, 9 fig., 16 tab., 2 ann.

© BRGM, 2012, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM
.

Synthèse

La méthodologie de réutilisation hors site des terres excavées s'inscrit dans le cadre réglementaire fixé par les lois Grenelle I et II, qui ont notamment pour objectif de réduire la production de déchets tout en favorisant la valorisation et le recyclage des déchets.

Un guide méthodologique (Blanc et al., 2012, Guide de réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement, version n°4, Rapport Brgm-RP-60013-FR) a été élaboré par le BRGM et l'INERIS, sur demande du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement (MEDDTL), pour fournir aux différents acteurs un cadre commun de réutilisation directement applicable.

L'outil **HYDROTEX** a été développé pour mettre en œuvre de façon pratique ce guide de réutilisation, et vérifier si la réutilisation hors site de terres excavées, pour des conditions hydrogéologiques données, affecte ou non la qualité de la ressource en eau souterraine (critère 2 du guide méthodologique de réutilisation des terres excavées hors site). Conformément au guide méthodologique, le domaine d'application d'HYDROTEX concerne la réutilisation potentielle hors site de terres excavées selon 2 scénarios :

- **en technique routière**, à l'issue de la prestation de levée de doute « LEVE » (norme NF X 31-620-2) ;
- dans **des projets d'aménagement**, à l'issue de la prestation de levée de doute « LEVE » (norme NF X 31-620-2), en s'assurant également de la compatibilité des terres réutilisées avec l'usage.

L'intérêt principal de cet outil réside dans la prise en compte des particularités et caractéristiques :

- de la zone de réutilisation des terres excavées (dimensions, type de matériau, …) ;
- du milieu de transfert (hydrogéologie, recharge pluviométrique, …) ;
- des cibles à protéger (captage d'alimentation en eau potable, en eau industrielle, …).

Trois étapes, correspondant chacune à un onglet de la feuille de calcul (Etape 1, Etape 2 et Etape 3), permettent de prendre en compte successivement différents phénomènes d'atténuation des concentrations dans la zone saturée. Chaque étape se base sur les résultats de l'étape précédente en intégrant la prise en compte de mécanismes supplémentaires :

- Etape 1 : Calcul de la concentration dans l'eau des terres d'apport

  Cette étape permet le calcul de la concentration dans l'eau des terres d'apport, à partir de la concentration mesurée sur éluat lors d'un essai de lixiviation avec un rapport Liquide/Solide de 10 l/kg (pour les substances inorganiques) ou à partir de la concentration sur brut (pour les substances organiques).

- Etape 2 : Prise en compte de la dilution dans la nappe

  Cette étape permet de prendre en compte, en plus du calcul précédent, le phénomène de dilution dans la nappe, au droit de la zone de réutilisation.

- Etape 3 : Prise en compte des phénomènes de dispersion, adsorption et dégradation

  Cette étape permet de prendre en compte, en plus des phénomènes précédents, les phénomènes de dispersion, adsorption et dégradation dans la zone saturée, en aval hydraulique de la zone de réutilisation.

Le présent rapport est un guide d'utilisation de l'outil HYDROTEX et constitue un mode d'emploi de la feuille Microsoft ® Excel.

Sommaire

1. Objet, définitions et limites du guide 11
1.1. OBJET 11
1.2. DEFINITIONS 12
1.3. LIMITES DE L'OUTIL HYDROTEX 13
2. Principes généraux 15
2.1. PRESENTATION GENERALE 15
2.2. FONCTIONNALITES 15
2.3. FONCTIONNEMENT 18
3. Utilisation 21
3.1. INSTALLATION 21
3.2. PRINCIPES D'UTILISATION 21
3.3. ETAPE 1 : CALCUL DE LA CONCENTRATION DANS L'EAU DES TERRES D'APPORT 22
3.3.1. Paramètres d'entrée et valeurs calculées 22
3.3.2. Acquisition des paramètres d'entrée 36
3.3.3. Résultats 37
3.4. ETAPE 2 : PRISE EN COMPTE DE LA DILUTION DANS LA NAPPE 39
3.4.1. Paramètres d'entrée et valeurs calculées 39
3.4.2. Acquisition des paramètres d'entrée 42
3.4.3. Résultats 42
3.5. ETAPE 3 : PRISE EN COMPTE DES PHENOMENES DE DISPERSION, ADSORPTION ET DEGRADATION 43
3.5.1. Paramètres d'entrée et valeurs calculées 43
3.5.2. Acquisition des paramètres d'entrée 52
3.5.3. Résultats 53
3.6. EXEMPLES D'UTILISATION 55
4. Etude de sensibilité 57
5. Validation du modèle 59
6. Bibliographie 61

Liste des figures

Figure 1 : Schéma des principes de réutilisation hors site des terres excavées (Source : Blanc et al., 2012) 12
Figure 2 : Schéma de principe 15
Figure 3 : Localisation des phénomènes pris en compte lors de l'Etape 1 16
Figure 4 : Localisation des phénomènes pris en compte lors de l'Etape 2 17
Figure 5 : Localisation des phénomènes pris en compte lors de l'Etape 3 17
Figure 6 : Principe de fonctionnement d'HYDROTEX 19
Figure 7 : Schéma de la zone de réutilisation 39
Figure 8 : Vue de dessus du panache de pollution potentielle 45
Figure 9 : Vue en coupe du panache de pollution potentielle 45

Liste des tableaux

Tableau 1 : Ordre de grandeur de la masse volumique apparente sèche (d'après USEPA, 2004) 26
Tableau 2 : Grandeurs caractéristiques (porosité totale, porosité efficace, perméabilité) pour différents matériaux (Banton et Bangoy, 1999) 28
Tableau 3 : Valeurs moyennes de la teneur en eau résiduelle θ_r et de la teneur en eau à saturation θ_s (équivalent à la porosité totale) pour différentes catégories de texture de sol (d'après USEPA, 2004) 29
Tableau 4 : Références utiles à l'estimation de la constante de Henry (non exhaustif) 30
Tableau 5 : Valeurs représentatives du f_{oc} (d'après USEPA, 1998) 32
Tableau 6 : Références utiles à l'estimation du K_{oc} (non exhaustif) 33
Tableau 7 : Valeurs de la contante d'ionisation acide-base pour quelques substances (Handbook of Chemistry and Physics, 1979) 34
Tableau 8 : Références utiles à l'estimation de la solubilité (non exhaustif) 36
Tableau 9 : Acquisition des paramètres d'entrée de l'Etape 1 37
Tableau 10 : Valeurs moyennes de perméabilité pour différentes textures de sol (USEPA, 2004) 41
Tableau 11 : Acquisition des paramètres d'entrée de l'Etape 2 42
Tableau 12 : Valeurs de porosité efficace pour différents types de réservoirs (d'après documents de l'US. Geological Survey cités dans Castany, 1992) 44
Tableau 13 : Références utiles à l'estimation du K_d (non exhaustif) 48

Tableau 14 : Valeurs de Kd recommandées (d'après Technical Adaptation Commitee, 2001) 49

Tableau 15 : Références utiles à l'estimation du temps de demi-vie (non exhaustif) 51

Tableau 16 : Acquisition des paramètres d'entrée de l'Etape 3 53

Liste des annexes

Annexe 1 Exemples de valeurs de la constante de Henry (H), de la solubilité dans l'eau (S) et du coefficient de partage carbone organique/eau (K_{oc}) pour quelques substances 63

Annexe 2 Exemples d'utilisation de l'outil HYDROTEX 67

1. Objet, définitions et limites du guide

1.1. OBJET

La méthodologie de réutilisation hors site des terres excavées s'inscrit dans le cadre réglementaire fixé par les lois Grenelle I et II, qui ont notamment pour objectif de réduire la production de déchets tout en favorisant la valorisation et le recyclage des déchets.

Un guide méthodologique (Blanc et al., 2012, Guide de réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement, version n°4, Rapport Brgm-RP-60013-FR) a été élaboré par le BRGM et l'INERIS, sur demande du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement (MEDDTL), pour fournir aux différents acteurs un cadre commun de réutilisation directement applicable.

L'outil HYDROTEX a été développé pour mettre en œuvre de façon pratique ce guide, et vérifier si la réutilisation hors site de terres excavées affecte ou non la qualité de la ressource en eau souterraine (critère 2 du guide méthodologique de réutilisation hors site des terres excavées). Conformément au guide méthodologique, le domaine d'application d'HYDROTEX concerne la réutilisation hors site de terres excavées selon 2 scénarios :

- en technique routière, à l'issue de la prestation levée de doute « LEVE » (norme NF X 31-620-2) ;
- dans des projets d'aménagement, à l'issue de la prestation levée de doute « LEVE » (norme NF X 31-620-2), tout en s'assurant de la compatibilité des terres réutilisées avec l'usage.

Le principe de réutilisation hors site en technique routière et dans des projets d'aménagement est présenté sur la Figure 1.

Ce guide d'utilisation de l'outil HYDROTEX constitue un mode d'emploi de la feuille Microsoft ® Excel créée dans le cadre de la méthodologie de réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement.

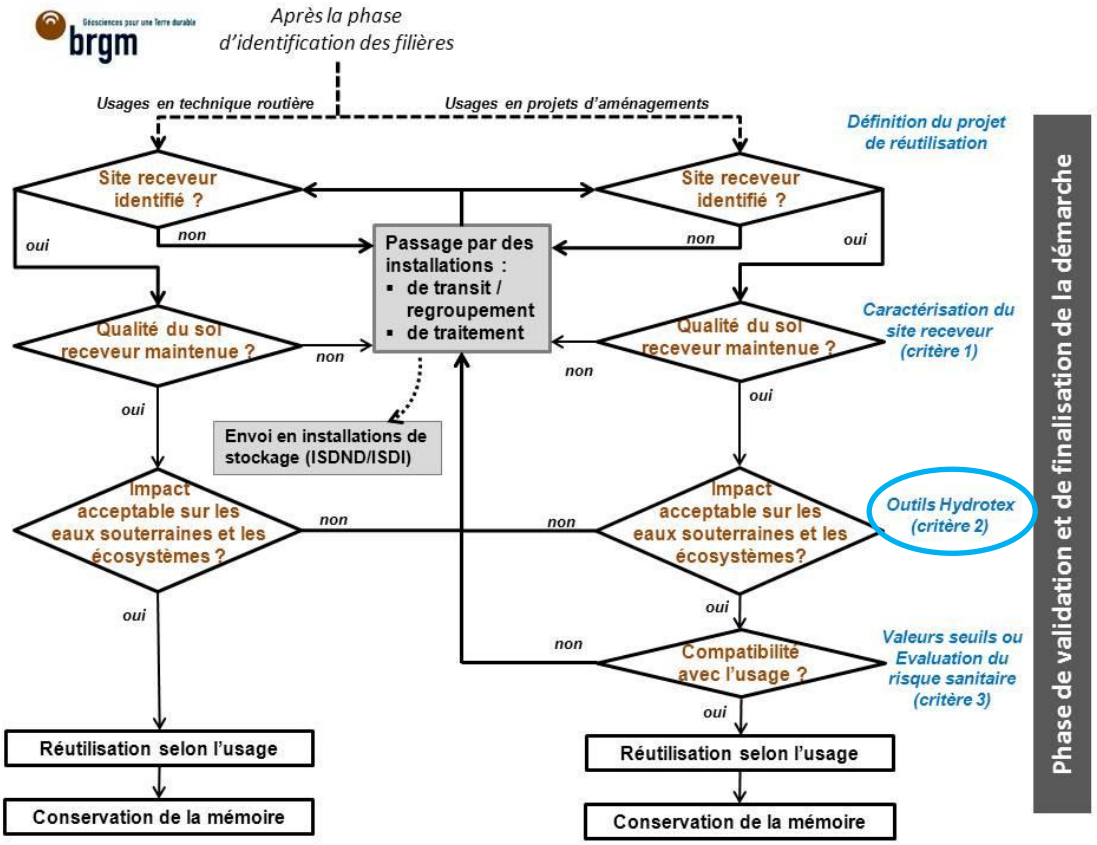


Figure 1 : Schéma des principes de réutilisation hors site des terres excavées (Source : Blanc et al., 2012)

Le présent guide décrit les différentes fonctionnalités de l'outil HYDROTEX et les principes généraux nécessaires à son utilisation.

1.2. DEFINITIONS

Le **sol** est la couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes vivants. Le sol est une formation à structure meuble, d'épaisseur variable, hétérogène, qui résulte de l'altération des roches et de la dégradation des matières organiques sous l'influence d'agents biologiques, chimiques et physiques.

Le terme **« terre excavée »**, au sens de cette démarche, correspond au sol excavé qui peut comporter des remblais hétérogènes apportés au fil des ans.

Les **terres d'apport** correspondent aux terres excavées apportées sur le site receveur en vue de leur réutilisation.

La **cible** envisagée dans le cadre de la présente démarche correspond au récepteur situé dans la zone saturée (par exemple, captage d'alimentation en eau potable) au

niveau duquel une diminution de la qualité des eaux souterraines, liée à l'utilisation des terres excavées, pourrait potentiellement être observée.

Le **site receveur** est le site où les terres excavées sont réutilisées sous réserve qu'elles respectent les critères définis dans le présent guide selon les usages considérés. Le site receveur n'a pas le statut d'une installation de stockage de déchets. L'emprise du site est une unité foncière définie par le projet d'aménagement, d'un seul tenant et constituée d'une ou plusieurs parcelles cadastrales dans leur intégralité ou pour partie.

La **zone de réutilisation** est la zone située à l'intérieur du site receveur où les terres d'apport sont réutilisées.

1.3. LIMITES DE L'OUTIL HYDROTEX

L'outil HYDROTEX a été développé pour mettre en œuvre de façon pratique la démarche décrite dans le guide méthodologique relatif à la réutilisation hors site des terres excavées (Blanc et al., 2012) afin de vérifier si la réutilisation de terres excavées affecte ou pas la qualité de la ressource en eau souterraine.

La mise à la disposition de l'ensemble des acteurs ou parties prenantes d'un outil commun doit permettre l'homogénéisation des pratiques.

La qualité de la ressource en eau de surface, les aspects sanitaires, géotechniques, les risques liés à l'altération des matériaux au contact de certains composés chimiques, qui n'entrent pas dans le champ de l'outil doivent être pris en compte conformément aux règlements et aux normes applicables aux domaines du bâtiment et des travaux publics.

L'outil HYDROTEX n'est pas adapté à la prise en compte :

- de captages présents entre la cible et le site receveur, susceptibles de modifier les écoulements souterrains ;
- d'écoulements essentiellement régis par un système de fractures ou de karsts.

Les principales hypothèses majorantes utilisées dans l'outil HYDROTEX sont :

- les phénomènes d'atténuation des concentrations dans la zone non saturée ne sont pas pris en compte ;
- dans le cas où la cible correspond à un captage, le phénomène de dilution des concentrations au niveau du captage (dû au mélange avec les eaux environnantes) n'est pas pris en compte ;
- la concentration au niveau de la cible est calculée dans l'axe du panache, c'est-à-dire que les distances latérale et verticale entre la cible et l'axe du panache sont considérées nulles (cf. Figure 8 et Figure 9).

Les configurations pour lesquelles HYDROTEX n'est pas adapté et les cas où les hypothèses d'HYDROTEX sont trop majorantes nécessiteront le recours à une étude particulière avec la réalisation d'investigations complémentaires afin de mieux comprendre le transport de contaminants potentiels. Le recours à une modélisation numérique sera probablement indispensable.

2. Principes généraux

2.1. PRESENTATION GENERALE

L'outil HYDROTEX est une feuille de calcul, développée sous Microsoft ® Excel, afin de vérifier si la réutilisation hors site de terres excavées affecte ou non la qualité de la ressource en eau souterraine. Cette évaluation se base sur le calcul de la concentration dans les eaux souterraines, à une certaine distance de la zone de réutilisation (au niveau de la cible), à partir de la concentration dans les terres d'apport.

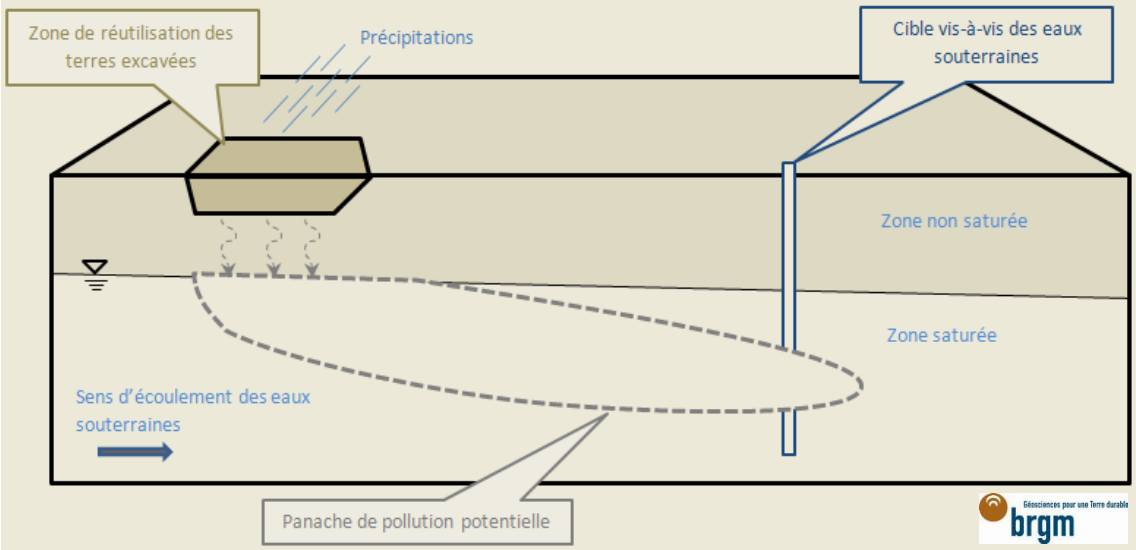


Figure 2 : Schéma de principe

L'intérêt principal de cet outil réside dans la prise en compte des particularités et caractéristiques :

- de la zone de réutilisation des terres excavées (dimensions, type de matériau, …) ;
- du milieu de transfert (hydrogéologie, recharge pluviométrique, …) ;
- des cibles à protéger (captage d'alimentation en eau potable, en eau industrielle, …).

2.2. FONCTIONNALITES

Trois étapes, correspondant chacune à un onglet de la feuille de calcul (Etape 1, Etape 2 et Etape 3), permettent de prendre en compte successivement différents phénomènes d'atténuation des concentrations dans la zone saturée.

Chaque étape se base sur les résultats de l'étape précédente en intégrant la prise en compte de mécanismes supplémentaires.

Quelle que soit l'étape de calcul, la démarche adoptée reste conservatoire car l'atténuation des concentrations dans la zone non saturée n'est jamais prise en compte.

- Etape 1 : Calcul de la concentration dans l'eau des terres d'apport

  Cette étape permet le calcul de la concentration dans l'eau des terres d'apport, à partir de la concentration mesurée sur éluat lors d'un essai de lixiviation avec un rapport Liquide/Solide de 10 l/kg (pour les substances inorganiques) ou à partir de la concentration sur brut (pour les substances organiques).

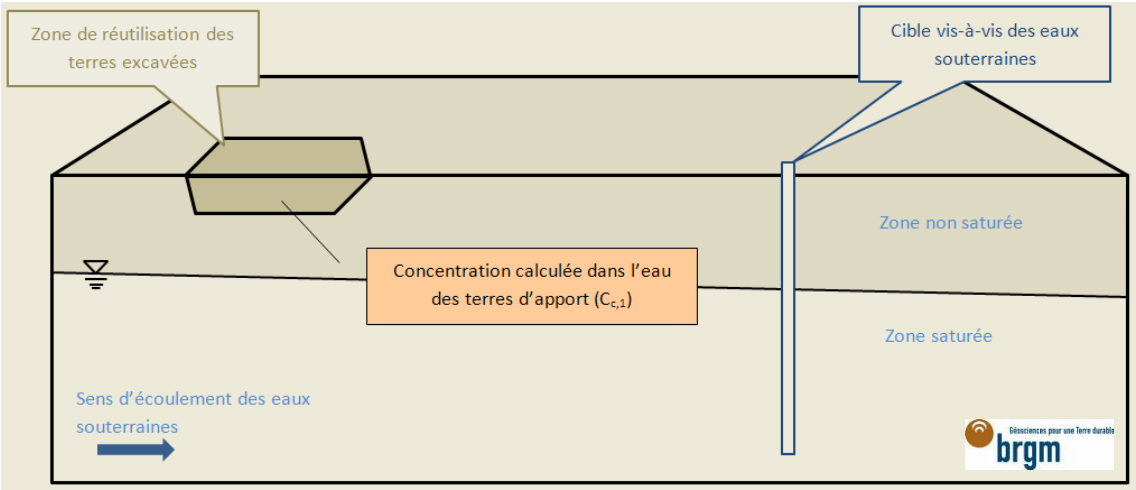

Zone de réutilisation des terres excavées
Cible vis-à-vis des eaux souterraines
Zone non saturée
Concentration calculée dans l'eau des terres d'apport ($C_{c,1}$)
Zone saturée
Sens d'écoulement des eaux souterraines
brgm

Figure 3 : Localisation des phénomènes pris en compte lors de l'Etape 1

Les phénomènes d'atténuation des concentrations dans les zones saturée et non saturée ne sont pas prise en compte.

La concentration dans les eaux souterraines au niveau de la cible est identique à celle calculée dans l'eau des terres d'apport ($C_{c,1}$).

- Etape 2 : Prise en compte de la dilution dans la nappe

  Cette étape permet de prendre en compte, en plus du calcul précédent, le phénomène de dilution dans la nappe, au droit de la zone de réutilisation.

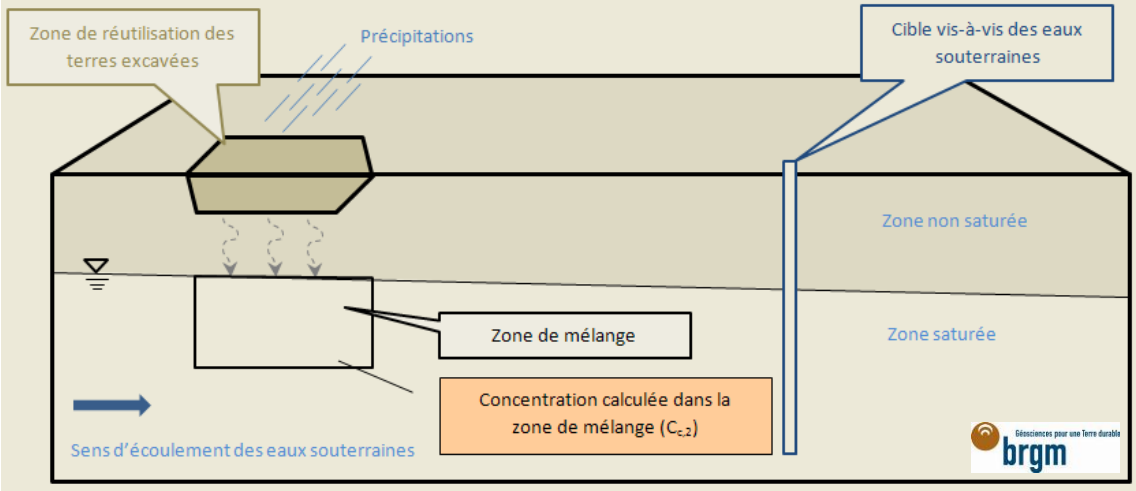


Figure 4 : Localisation des phénomènes pris en compte lors de l'Etape 2

La concentration dans les eaux souterraines au niveau de la cible est celle calculée dans la zone de mélange, au droit de la zone de réutilisation ($C_{c,2}$).

- Etape 3 : Prise en compte des phénomènes de dispersion, adsorption et dégradation

  Cette étape permet de prendre en compte, en plus des phénomènes précédents, les phénomènes de dispersion, adsorption et dégradation dans la zone saturée, en aval hydraulique de la zone de réutilisation.

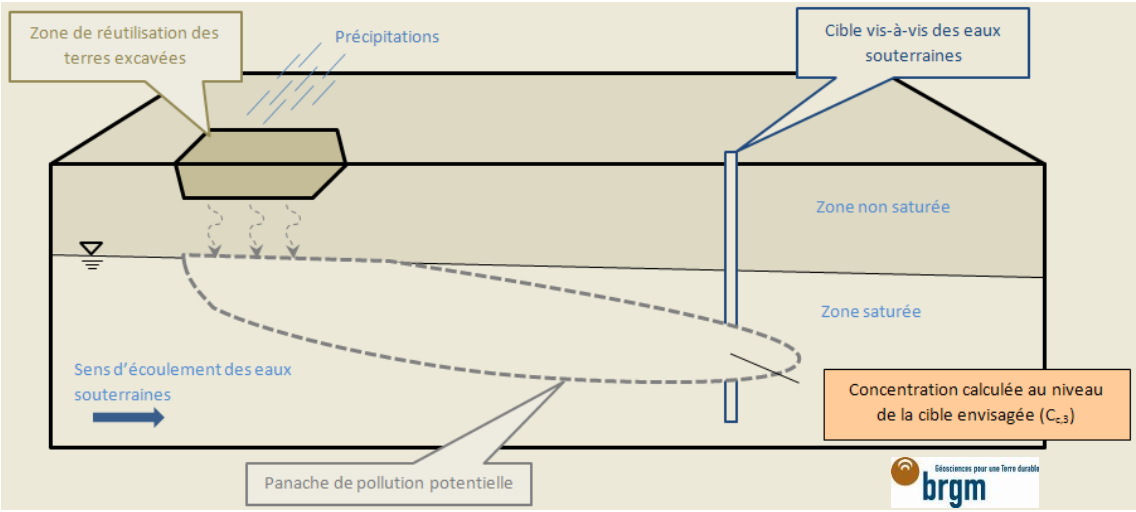

Zone de réutilisation des terres excavées
Précipitations
Cible vis-à-vis des eaux souterraines
Zone non saturée
Zone saturée
Sens d'écoulement des eaux souterraines
Concentration calculée au niveau de la cible envisagée ($C_{c,3}$)
Panache de pollution potentielle
brgm

Figure 5 : Localisation des phénomènes pris en compte lors de l'Etape 3

La concentration dans les eaux souterraines au niveau de la cible est considérée comme étant celle calculée dans le panache de pollution, à une certaine distance de la zone de réutilisation ($C_{c,3}$).

2.3. FONCTIONNEMENT

La feuille de calcul HYDROTEX fournit un résultat spécifique à la zone de réutilisation et à la substance considérée. Cet outil doit donc être utilisé substance par substance, pour une même zone de réutilisation.

Le résultat de chaque étape est exprimé sous forme d'une concentration (en mg/l) :

- dans l'eau des terres d'apport ($C_{c,1}$), calculée à l'issue de l'Etape 1 ;
- dans les eaux souterraines au droit de la zone de réutilisation ($C_{c,2}$), calculée à l'issue de l'Etape 2 ;
- dans les eaux souterraines au niveau de la cible envisagée ($C_{c,3}$), calculée à l'issue de l'Etape 3.

Chacune de ces concentrations est comparée avec la concentration cible, pour la substance spécifique étudiée.

La réutilisation hors site des terres excavées peut être envisagée dans le cas où la concentration calculée à l'issue de l'une des étapes (1, 2 ou 3) est inférieure à la concentration cible.

Dans le cas où la concentration présente dans la nappe avant réutilisation est supérieure à la concentration cible, la réutilisation des terres est à écarter. Dans le cas contraire et si la concentration calculée à l'issue de l'Etape 1 est supérieure à la concentration cible, alors il est nécessaire de passer à l'Etape 2. Si la concentration calculée à l'issue de l'Etape 1 est inférieure à la concentration cible, deux cas de figure se présentent afin de tenir compte de la concentration présente dans la nappe avant réutilisation :

- la concentration présente dans la nappe avant réutilisation est inférieure à la concentration calculée à l'issue de l'Etape 1, alors la réutilisation des terres est possible ;
- sinon, il est nécessaire de passer à l'Etape 2.

Si la concentration calculée à l'issue de l'Etape 2 est supérieure à la concentration cible, alors il est nécessaire de passer à l'Etape 3 afin de prendre en compte les phénomènes supplémentaires décrits au 2.2.

Dans le cas où la concentration calculée à l'issue de l'Etape 3 est supérieure à la concentration cible et que les données d'entrée sont jugées pertinentes, alors la réutilisation des terres est à écarter.

Si la concentration calculée à l'issue de l'Etape 3 est supérieure à la concentration cible et que l'incertitude liée aux paramètres d'entrée est jugée trop importante, deux cas de figures doivent être envisagés :

- la non réutilisation des terres excavées dans le cas considéré ;

- le déclenchement d'investigations complémentaires, afin de réduire les incertitudes liées au choix des paramètres d'entrée et de choisir des valeurs moins conservatoires, ou la réalisation d'une modélisation plus approfondie permettant, par exemple, de prendre en compte la zone non saturée.

Le principe d'utilisation de l'outil HYDROTEX peut être synthétisé sous la forme du logigramme de la Figure 6.

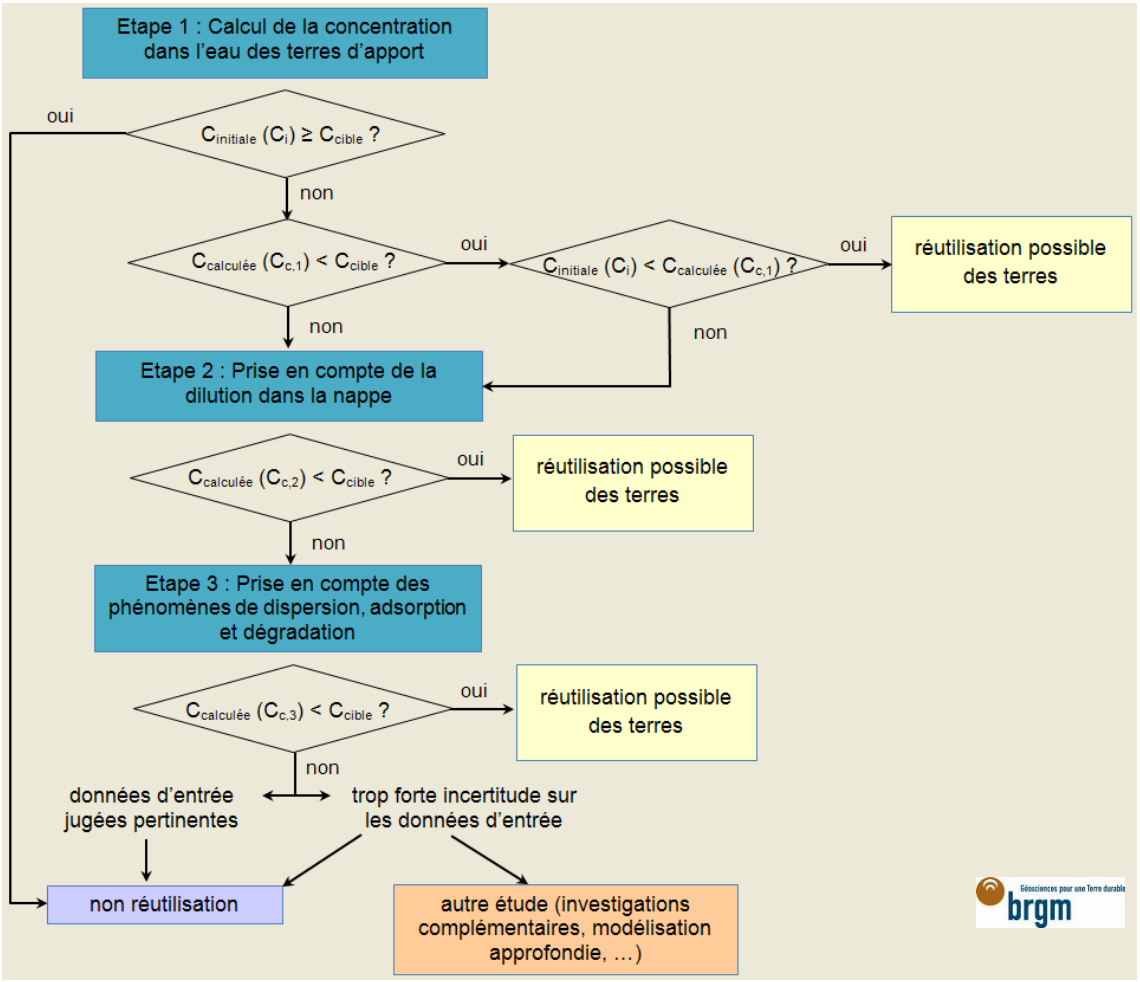

Etape 1 : Calcul de la concentration dans l'eau des terres d'apport
oui
Cinitiale (Ci) ≥ Ccible ?
non
Ccalculée (Cc,1) < Ccible ?
oui
Cinitiale (Ci) < Ccalculée (Cc,1) ?
oui
réutilisation possible des terres
non
non
Etape 2 : Prise en compte de la dilution dans la nappe
Ccalculée (Cc,2) < Ccible ?
oui
réutilisation possible des terres
non
Etape 3 : Prise en compte des phénomènes de dispersion, adsorption et dégradation
Ccalculée (Cc,3) < Ccible ?
oui
réutilisation possible des terres
non
données d'entrée jugées pertinentes
trop forte incertitude sur les données d'entrée
non réutilisation
autre étude (investigations complémentaires, modélisation approfondie, …)
brgm

Figure 6 : Principe de fonctionnement d'HYDROTEX

3. Utilisation

3.1. INSTALLATION

La feuille de calcul HYDROTEX v1.0 peut être téléchargée sur le site du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement (MEDDTL) (http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Sites-et-sols-pollues-.html).

Il peut être nécessaire d'activer, si ce n'est pas le cas par défaut, le complément d'analyse VBA. Ce module permet l'utilisation des fonctions « erf » (fonction erreur) et « erfc » (fonction erreur complémentaire). Le chemin à suivre dans Microsoft ® Excel 2010 pour activer le module est le suivant :

Développeur > Compléments > Analysis ToolPAk-VBA

Le chemin à suivre dans Microsoft ® Excel 2003 pour activer le module est le suivant :

Outils > Macros complémentaires > Utilitaire d'Analyse - VBA

3.2. PRINCIPES D'UTILISATION

Le fichier comporte les différentes feuilles suivantes :

- onglet « Introduction » : cet onglet rappelle les différentes consignes et limites d'utilisation de l'outil ;
- onglet « Etape_1 » : cet onglet fournit la concentration dans l'eau des terres d'apport, à partir de la concentration mesurée sur éluat lors d'un test de lixiviation avec un rapport Liquide/Solide de 10 l/kg (pour les substances inorganiques) ou à partir de la concentration mesurée sur brut (pour les substances organiques).
- onglet « Etape_2 » : cet onglet fournit la concentration dans les eaux souterraines au droit de la zone de réutilisation, en prenant en compte le phénomène de dilution dans la nappe.
- onglet « Etape_3 » : cet onglet fournit la concentration dans les eaux souterraines au niveau de la cible envisagée, en prenant en compte les phénomènes de dispersion, sorption et dégradation.
- onglet « Etape_3_Calc » : cet onglet permet de voir le détail des calculs réalisés lors de l'Etape 3.

La feuille de calcul est verrouillée, et seules certaines cellules (cellules vertes et bleues) des onglets « Etape_1 », « Etape_2 » et « Etape_3 » sont modifiables.

Le code de couleurs suivant est appliqué :

	valeur du paramètre d'entrée à renseigner ou case à cocher parmi plusieurs options
	valeur calculée
	donnée concernant la source d'information utilisée à renseigner pour déterminer la valeur des paramètres d'entrée
	cellule rendue inactive suite au choix d'une option ne nécessitant pas le renseignement de cette cellule
	résultat obtenu à l'issue de l'étape étudiée (1, 2 ou 3)

Afin de faciliter la lecture de ce guide, le même code de couleurs est appliqué aux paragraphes selon le paramètre concerné.

3.3. ETAPE 1 : CALCUL DE LA CONCENTRATION DANS L'EAU DES TERRES D'APPORT

3.3.1. Paramètres d'entrée et valeurs calculées

✓ Site où sont excavées les terres :

Adresse du site où les terres sont excavées et nom du propriétaire de ce site.

✓ Site receveur :

Adresse du site où les terres excavées sont réutilisées et nom du propriétaire de ce site.

✓ Société / personne complétant cette feuille :

Nom de la personne et/ou de la société ayant renseigné la feuille HYDROTEX.

✓ Date :

Date à laquelle la feuille HYDROTEX a été complétée.

✓ Substance étudiée :

Nom de la substance (une seule par simulation) pour laquelle les calculs sont réalisés.

Les calculs doivent être réalisés successivement pour toutes les substances mises en évidence lors de la prestation de levée de doute.

✓ Concentration cible envisagée pour la substance étudiée (C_{cible}) :

Cette concentration, exprimée en mg/l, correspond à la concentration dans les eaux souterraines au niveau de la cible envisagée, située à une certaine distance de la zone de réutilisation des terres excavées. Cette concentration est spécifique à chaque substance étudiée.

La concentration cible est choisie en fonction des usages dans la zone d'influence hydrogéologique située en aval de la zone de réutilisation des terres excavées.

La valeur de la concentration cible est déterminée :

- soit à partir de valeurs réglementaires,
- soit à partir de valeurs de gestion,
- soit à partir de calculs de risques sanitaires lorsqu'aucune valeur n'est disponible.

Les concentrations issues des résultats de la modélisation HYDROTEX peuvent être comparées, en fonction des usages, aux :

- **valeurs de l'Arrêté du 17 décembre 2008**, en application de la Directive Cadre sur les Eaux, qui établit les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines et des tendances significatives et durables de dégradation de l'état chimique des eaux souterraines. Cet arrêté prévoit les critères d'évaluation et les modalités de détermination de l'état des eaux souterraines. L'annexe I de cet arrêté fixe les normes de qualité des masses d'eau souterraines.

- **critères de potabilité des eaux** : une eau potable est réputée saine pour la consommation humaine et pour tous les autres usages domestiques ou assimilés selon l'Arrêté du 11 janvier 2007 retranscrit dans le Code de la santé publique. L'annexe I parties A et B de l'arrêté donne les limites et références de qualité pour les eaux destinées à la consommation humaine ;

- **critères de potabilisation des eaux**, s'il s'agit d'évaluer un site par rapport à une ressource en eau non utilisée, destinée à être préservée en vue d'un usage d'eau potable ultérieur. L'annexe II de l'Arrêté du 11 janvier 2007 donne les limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine ;

- **valeurs de qualité des eaux à usage agricole ou d'abreuvage des troupeaux** : le système d'évaluation de la qualité des eaux (SEQ) fournit des seuils de qualité des eaux selon leurs usages[1]. Le SEQ-eaux souterraines élaboré par le MEDDTL et les agences de l'eau, a été mis en place dans le but d'évaluer la qualité des eaux souterraines en fonction d'un certain nombre d'usages sélectionnés tels que l'irrigation, l'abreuvage, l'industrie et l'eau potable. Les valeurs issues du SEQ irrigation[2] serviront

[1] Système d'évaluation de la qualité des eaux souterraines SEQ – Eaux Souterraines, Rapport de présentation Version 0.1. (Agences de l'Eau, MEDD, BRGM, août 2003)

[2] Système d'évaluation de la qualité des eaux souterraines, Etudes des agences de l'Eau n°80, ISSN 1161 - 0425, Mars 2002

d'éléments de comparaison uniquement dans les zones où la présence de puits à usage agricole est fortement suspectée (zones de cultures).

- **valeurs guides de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)**, qui peuvent servir de valeurs de comparaison dans le cas où il n'existe pas de valeurs réglementaires françaises.

Dans le cas où il n'existe aucune valeur pour un composé spécifique qu'elle soit réglementaire ou de gestion, il conviendra de réaliser des calculs de risques sanitaires pour un scénario ingestion d'eau, afin de déterminer une valeur cible pour la substance considérée.

Paramètre relatif à la nappe :

✓ Concentration présente avant réutilisation sur le site d'étude (C_i) :

Concentration, exprimée en mg/l, présente dans les eaux souterraines avant la réutilisation hors site envisagée des terres excavées.

Plusieurs sources d'informations peuvent renseigner sur cette concentration C_i dans la nappe pour la substance recherchée avant réutilisation des terres excavées.

Dans la mesure du possible, il conviendra de privilégier des valeurs mesurées sur des piézomètres situés en amont de la zone de réutilisation (présence de puits ou piézomètres en amont, données du réseau ADES,…).

A défaut, cette concentration pourra être recherchée dans la bibliographie notamment dans les atlas hydrogéologiques existants où des bruits de fond hydrogéochimiques ont été définis pour certains bassins versants.

En l'absence de toute donnée, la valeur retenue correspondra à 50% de la valeur cible envisagée pour la substance.

Paramètre relatif au type de substance :

Deux types de substances peuvent être pris en compte :

- les substances inorganiques ;
- les substances organiques.

Une substance est dite organique lorsqu'elle possède au moins un atome de carbone lié à, au moins, un atome d'hydrogène. Les principales substances organiques sont les suivantes : les hydrocarbures aliphatiques, les hydrocarbures aromatiques monocycliques (notamment benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les composés organiques halogénés volatils (COHV), les polychlorobiphényles (PCB), les composés phénoliques (phénols et chlorophénols). Les principales substances inorganiques sont les suivantes : les métaux et métalloïdes lourds (notamment As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb Zn) et les cyanures.

Selon le type de substance, les données d'entrée et la méthode de détermination de la concentration dans l'eau des terres d'apport seront différentes.

Les cellules correspondants aux données d'entrée spécifiques au type de substance non retenu sont rendues inactives (cellules blanches) : si la case « substance organique » est activée, seules les cellules relatives à ce type de substance sont apparentes ; inversement, si la case « substance inorganique » est activée, seules les cellules relatives à ce type de substance sont apparentes.

Paramètres relatifs aux terres d'apport :

Les paramètres concernant les terres d'apport sont ceux correspondant aux terres excavées après mise en place sur le site receveur.

- **Substance inorganique :**

✓ Concentration mesurée dans l'éluat lors du test de lixiviation (L/S=10 l/kg) ($C_{éluat}$) :

Cette concentration, exprimée en mg/l, correspond à la concentration mesurée pour la substance considérée lors du test normé NF EN 12457-2, sur un échantillon représentatif de terres d'apport.

- **Substance organique :**

✓ Concentration mesurée sur brut (C_s) :

Valeur de la concentration, exprimée en mg/kg, mesurée sur un échantillon représentatif de terre d'apport, pour la substance considérée.

✓ Humidité (w) :

Valeur de l'humidité pondérale, exprimée en %, correspondant au rapport entre la masse d'eau contenue dans un échantillon et la matière sèche de cet échantillon.

$$w = \frac{masse\ d'eau (Mw)}{masse\ de\ sol sec (Ms)}$$

✓ Masse volumique réelle (r_r) :

Valeur, exprimée en kg/l, du rapport entre la masse des constituants solides du matériau et leur volume.

$$r_r = \frac{masse\ du\ solide\ (M_s)}{volume\ du\ solide\ (V_s)}$$

La masse volumique d'un sol est déterminée par la nature de ses composants solides et, en particulier, par leurs masses volumiques respectives. La masse volumique des éléments constituant la fraction minérale varie selon le type de minéraux présents. Celle des minéraux argileux varie entre 2,0 et 2,65 kg/l, alors que celle des minéraux primaires (comme le quartz et le feldspath), constituant les fractions silt et sable, est de l'ordre de 2,5 – 2,6 kg/l.

La fraction organique possède quant à elle une masse volumique plus faible et relativement constante, de l'ordre de 1,3 – 1,4 kg/l.

Les valeurs moyennes de la masse volumique réelle des sols sont ainsi généralement comprises entre les valeurs suivantes :

- sols minéraux : $2,6 \leq r_r \leq 2,7$ kg/l ;
- sols organiques : $1,4 \leq r_r \leq 2,0$ kg/l.

✓ Masse volumique apparente sèche (r_a) :

Valeur, exprimée en kg/l, du rapport entre la masse de matériau sec et le volume apparent de l'ensemble des grains :

$$r_a = \frac{masse\ de\ matériau\ \text{sec}\ (M_s)}{volume\ apparent\ des\ grains\ (V_t)}$$

Le Tableau 1 fournit quelques ordres de grandeur de ce paramètre pour différents matériaux.

Texture	% argile	% limon	% sable	Moyenne arithmétique du diamètre des particules (cm)	Masse volumique apparente sèche (kg/l)
Sand	3.33	5.00	91.67	0.044	1.66
Loamy sand	6.25	11.25	82.50	0.04	1.62
Sandy loam	10.81	27.22	61.97	0.03	1.62
Sandy clay loam	26.73	12.56	60.71	0.029	1.63
Sandy clay	41.67	6.67	51.66	0.025	1.63
Loam	18.83	41.01	40.16	0.02	1.59
Clay loam	33.50	34.00	32.50	0.016	1.48
Silt loam	12.57	65.69	21.74	0.011	1.49
Clay	64.83	16.55	18.62	0.0092	1.43
Silty clay loam	33.50	56.50	10.00	0.0056	1.63
Silt	6.00	87.00	7.00	0.0046	1.35
Silty clay	46.67	46.67	6.66	0.0039	1.38

Tableau 1 : Ordre de grandeur de la masse volumique apparente sèche (d'après USEPA, 2004)

✓ Indice des vides (e) :

L'indice des vides est calculé comme suit :

$$e = \frac{r_r}{r_a} - 1$$

✓ Saturation (S) :

La saturation est calculée comme suit :

$$S = \frac{w * r_r}{e}$$

Cette valeur doit être comprise entre 0 et 100%.

✓ Porosité totale (n) :

La porosité totale est calculée comme suit :

$$n = 1 - \frac{r_a}{r_r}$$

Cette valeur est à comparer avec les valeurs habituellement rencontrées dans la littérature. Le Tableau 2 donne un ordre de grandeur des valeurs de porosité totale pour différents matériaux.

Types de sols ou de roches	Porosité totale (%)	Porosité efficace (%)	Perméabilité (m/s)
Matériaux non consolidés selon leur texture			
Graviers	25/35	20/30	10^{-3}/1
Sable grossier	25/35	20/30	10^{-4}/10^{-1}
Sable moyen	30/40	25/35	10^{-5}/10^{-2}
Sable fin	30/40	25/35	10^{-7}/10^{-4}
Sable limoneux	35/45	25/35	10^{-8}/10^{-4}
Limon	35/45	15/25	10^{-9}/10^{-5}
Limon argileux	45/55	5/10	10^{-11}/10^{-8}
Argile	45/55	0/5	10^{-12}/10^{-9}
Tourbe	60/80	45/70	10^{-6}/10^{-4}
Matériaux non consolidés selon leur origine			
Sable éolien	30/40	30/40	10^{-5}/10^{-2}
Loess	35/45	20/30	10^{-9}/10^{-5}
Till glaciaire sableux	10/20	5/20	10^{-8}/10^{-4}
Till glaciaire argileux	10/20	0/10	10^{-12}/10^{-8}
Roches sédimentaires détritiques consolidées			
Grès	0/10	0/5	10^{-10}/10^{-8}
Grès fissuré	10/20	5/10	10^{-9}/10^{-7}
Grès décimenté	20/30	5/25	10^{-8}/10^{-5}
Marne	0/10	0/5	10^{-10}/10^{-8}
Schistes	0/20	0/15	10^{-13}/10^{-9}
Roches carbonatées (métamorphisées ou non)			
Roche massive	0/5	0/5	10^{-10}/10^{-6}
Roche litée	5/15	5/10	10^{-8}/10^{-4}
Craie	10/30	0/5	10^{-7}/10^{-3}
Roche fissurée	5/15	0/10	10^{-9}/10^{-6}
Roche altérée	10/50	10/50	10^{-6}/10
Roches cristallines (métamorphisées ou non)			
Roche non fissurée	<1	<1	10^{-14}/10^{-10}
Roche fissurée	0/5		10^{-10}/10^{-7}
Roche fracturée	5/10	0/10	10^{-8}/10^{-5}
Roche altérée	30/50	10/30	10^{-6}/10^{-4}
Roches volcaniques			
Basalte massif	0/5	0/5	10^{-11}/10^{-6}
Basalte fissuré	10/20	5/15	10^{-6}/10^{-2}
Basalte altéré	20/35	10/30	10^{-4}/10^{-2}
Tuf	15/40	5/30	10^{-9}/10^{-7}

Tableau 2 : Grandeurs caractéristiques (porosité totale, porosité efficace, perméabilité) pour différents matériaux (Banton et Bangoy, 1999)

✓ Porosité remplie d'air (n_a) :

Part de la porosité qui est remplie d'air. Cette part est comprise entre 0 et la porosité totale. La valeur de la porosité remplie d'eau additionnée à celle de la porosité remplie d'air vaut la porosité totale.

La porosité remplie d'air est calculée comme suit :

$$n_a = (1 - S) * n$$

✓ Porosité remplie d'eau (n_w) :

Part de la porosité qui est remplie d'eau. Cette part est comprise entre la teneur en eau résiduelle et la porosité totale.

La porosité remplie d'eau est calculée comme suit :

$$n_w = n - n_a$$

Cette valeur est à comparer avec les valeurs habituellement rencontrées dans la littérature pour la porosité totale et la teneur en eau résiduelle.

Texture	Teneur en eau à saturation θs (%)	Teneur en eau résiduelle θr (%)
Clay	45.9	9.8
Clay loam	44.2	7.9
Loam	39.9	6.1
Loamy sand	39.0	4.9
Silt	48.9	5.0
Silty loam	43.9	6.5
Silty clay	48.1	11.1
Silty clay loam	48.2	9.0
Sand	37.5	5.3
Sandy clay	38.5	11.7
Sandy clay loam	38.4	6.3
Sandy loam	38.7	3.9

Tableau 3 : Valeurs moyennes de la teneur en eau résiduelle θ_r et de la teneur en eau à saturation θ_s (équivalent à la porosité totale) pour différentes catégories de texture de sol (d'après USEPA, 2004)

Paramètre relatif à l'équilibre air/eau dans les terres d'apport :

✓ Constante de Henry de la substance (H) :

Coefficient de partage, spécifique à la substance considérée, entre la phase liquide et la phase gaz. La constante à renseigner est la constante adimensionnelle. La valeur de cette constante pour les substances inorganiques et non-volatiles peut être considérée nulle.

Les valeurs issues de la littérature peuvent être considérées comme appropriées. Le Tableau 4 fournit quelques références.

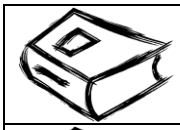
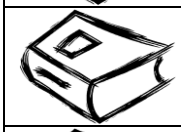
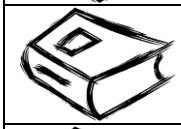
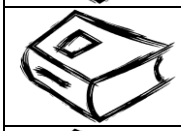
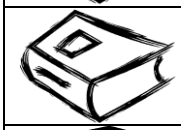
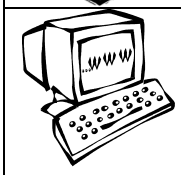
	USEPA Soil Screening Guidance : Technical Background Document (TBD). EPA document number: EPA/540/R-95/12 8, July 1996.
	Risk-integrated software for clean-ups (RISC) User's manual, 2001
	Groundwater risk assessment – Strategic land planning trust – Land at lower Feltham road, Feltham, Mott MacDonald, 2008
	Human Health risk-based evaluation of petroleum release sites: implementing the working group approach, Total petroleum hydrocarbon criteria working group series, Volume 5, 1999
	Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 5th Ed., Verschueren, K., John Wiley & Sons, 2008
	Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'INERIS http://www.ineris.fr/fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-

Tableau 4 : Références utiles à l'estimation de la constante de Henry (non exhaustif)

Une valeur faible est majorante vis-à-vis de l'impact sur la ressource en eau. Parmi plusieurs valeurs, nous recommandons donc de retenir la valeur la plus faible.

L'Annexe 1 fournit un exemple de valeurs pour une soixantaine de substances.

Paramètres relatifs à l'interaction polluant / matrice solide dans les terres d'apport :

Le K_d, exprimé en l/kg, est le coefficient de partition, spécifique à la substance étudiée, entre la phase liquide et la matrice solide.

Pour une substance considérée comme ne s'adsorbant pas sur la matrice solide, une valeur nulle de K_d peut être retenue.

Plusieurs moyens sont disponibles afin de renseigner le coefficient de partage sol/eau (K_d). Il est possible de choisir entre :

- le calcul pour les substances non polaires, à partir des valeurs de K_{oc} et f_{oc} ;
- le calcul pour les substances polaires, à partir des valeurs de K_{oc}, f_{oc}, pH et pK_a.

Les principaux polluants organiques polaires sont les amines, les acides carboxyliques et les phénols.

Les hypothèses prises en compte dans la théorie de partition sont les suivantes :

- relation d'équilibre instantané entre la concentration du polluant en solution du sous-sol et la concentration du polluant sur les surfaces de la matrice solide ;
- adsorption réversible ;
- adsorption linéaire (la quantité des sites susceptibles d'adsorber/désorber le polluant est illimitée et tous les sites d'adsorption ont la même affinité chimique) ;
- non prise en compte des conditions physico-chimiques (pH, température, redox, …) ;
- non prise en compte de la sorption compétitive des substances organiques et inorganiques.

L'utilisation du K_d est soumise à la vérification de ces hypothèses et, en conséquence, plus adaptée (i) aux faibles valeurs de concentrations de polluants qu'aux fortes valeurs où peuvent intervenir des phénomènes de précipitation minérale (parfois peu réversibles) et (ii) à des environnements dont les conditions physico-chimiques ne changent pas ou peu en fonction du temps et qui sont représentatives des conditions d'acquisition expérimentales des valeurs de K_d.

- **Calcul pour les substances non polaires :**

✓ Fraction de carbone organique dans les terres d'apport (f_{oc}) :

Valeur comprise entre 0 et 100%, dépendant du type de sol étudié, correspondant au pourcentage de la masse de carbone organique naturellement présente dans l'échantillon (prélevé hors d'une zone contaminée) par rapport à la masse de l'échantillon.

Une valeur de cette constante faible est majorante vis-à-vis de l'impact sur la ressource en eau. Parmi plusieurs valeurs, nous recommandons donc de retenir la valeur la plus faible.

Texture	Environnement de dépôt	Fraction de carbone organique (%)	Nom du site d'étude
medium sand	fluvial-deltaique	0.053-0.12	Hill AFB, Utah c)
fine sand		0.06-0.15	Bolling AFB, D.C. c)
fine to coarse sand	arrière-arc (marin)	0.026-0.7	Patrick AFB, Florida c)
organic silt and peat	glaciaire (lacustre)	10.0-25.0	Elmendorf AFB, Alaska c)
silty sand	fluvioglaciaire	0.07-0.8	Elmendorf AFB, Alaska c)
silt with sand, gravel and clay (glacial till)	moraine glaciaire	0.17-0.19	Elmendorf AFB, Alaska c)
medium sand to gravel	fluvioglaciaire	0.125	Elmendorf AFB, Alaska c)
loess (silt)	éolien	0.058-0.16	Offutt AFB, Nebraska c)
fine -medium sand	fluvioglaciaire ou lacustre glaciaire	<0.06-0.61	Truax Field, Madison, Wisconsin c)
fine to medium sand	fluvioglaciaire	0.021-1.9	King Salmon AFB, Fire Training area, Alaska c)
fine to coarse sand	fluvioglaciaire	0.029-7.3	Dover AFB, Delaware c) Battle Creek ANGB, Michigan c)
sand	fluvial	0.57	Oconee River, Georgia a)
coarse silt	fluvial	2.9	Oconee River, Georgia a)
medium silt	fluvial	2.0	Oconee River, Georgia a)
fine silt	fluvial	2.26	Oconee River, Georgia a)
silt	lacustre	0.11	Wildwood, Ontario b)
fine sand	fluvioglaciaire	0.023-0.12	Différents sites en Ontario b)
medium sand to gravel	fluvioglaciaire	0.017-0.065	Différents sites en Ontario b)

a) Karickhoff, 1981 ; b) Domenico et Schwartz, 1990 ; c) Wiedemeier et al., 1995

Tableau 5 : Valeurs représentatives du f_{oc} (d'après USEPA, 1998)

✓ Coefficient de partage carbone organique/eau de la substance (K_{oc}) :

Coefficient de partage, exprimé en l/kg, entre l'eau et le carbone organique. Les valeurs issues de la littérature peuvent être considérées comme appropriées (cf. Tableau 6).

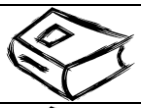
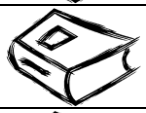
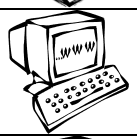
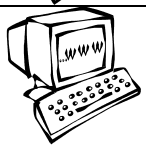
	USEPA, Soil Screening Guidance : Technical Background Document (TBD). EPA document number: EPA/540/R-95/12 8, July 1996.
	Risk-integrated software for clean-ups (RISC) User's manual, 2001
	CALTOX. McKone T, Hall D, Kastenberg WE. CalTOX version 2.3 Description of Modifications and Revisions: University of California, Berkeley, Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory; 1997
	Montgomery, John H., 2000. Groundwater chemicals desk references 3rd ed., Lewis Publishers ; p.992.
	Human Health risk-based evaluation of petroleum release sites: implementing the working group approach, Total petroleum hydrocarbon criteria working group series, Volume 3, 1997
	O. BOUR(INERIS) , Hydrocarbures aromatiques polycycliques, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres K_d (sorption) et $t_{1/2}$ (biodégradation), rapport d'étude (ref. INERIS-DRC-66244-DESP-R02), Programme Transpol, 2005
	M. Mariot (INERIS), Solvants chlorés, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres K_d (sorption) et $t_{1/2}$ (biodégradation), rapport d'étude (ref. INERIS-DRC-08-94669-08132A), Programme Transpol, 2005
	Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 5th Ed., Verschueren, K., John Wiley & Sons, 2008
	Base de données Bio-sorp http://www.developpement-durable.gouv.fr/INERIS-B-D-P-SORP-BIO-Base-de.html
	Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'INERIS http://www.ineris.fr/fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-

Tableau 6 : Références utiles à l'estimation du K_{oc} (non exhaustif)

Le choix d'une valeur de cette constante faible constitue une hypothèse majorante vis-à-vis de l'impact sur la ressource en eau. Parmi plusieurs valeurs, nous recommandons donc de retenir la valeur la plus faible.

L'Annexe 1 fournit un exemple de valeurs pour une soixantaine de substances.

✓ Coefficient de partage sol/eau (K_d) :

Dans le cas des substances organiques non polaires, le K_d est calculé comme suit :

$$K_d = K_{oc} . f_{oc}$$

○ **Calcul pour les substances polaires :**

✓ pH dans les terres d'apport :

Valeur du potentiel hydrogène dans l'eau des terres d'apport.

✓ pK_a de la substance :

Constante d'ionisation acide-base de la substance. Le Tableau *7* donne les valeurs de cette constante pour différentes substances.

Substance	Température (°C)	pK_a
Acide acétique	25	4.75
Acide benzoïque	25	4.19
Acide o-chlorobenzoïque	25	2.92
Acide m-chlorobenzoïque	25	3.82
Acide p-chlorobenzoïque	25	3.98
o-crésol	25	10.20
m-crésol	25	10.01
p-crésol	25	10.17
Dichlorophénol (2,3-)	25	7.44
Dinitrophénol (2,4-)	15	3.96
Glycol	25	14.22
Phénol	20	9.89
Acide o-phtalic (1)	25	2.89
Acide o-phtalic (2)	25	5.51
Acide m-phtalic (1)	25	3.54
Acide m-phtalic (2)	18	4.60
Acide p-phtalic (1)	25	3.51
Acide p-phtalic (2)	16	4.82
Trichlorophénol	25	6.00

Tableau 7 : Valeurs de la contante d'ionisation acide-base pour quelques substances (Handbook of Chemistry and Physics, 1979)

✓ Coefficient de partage carbone organique/eau (f_{oc}) et coefficient de partage carbone organique/eau (K_{oc}) :

Pour ces 2 paramètres, les caractéristiques sont identiques à celles précisées plus haut pour les substances organiques non polaires.

✓ Coefficient de partage sol/eau (K_d) :

Les groupes fonctionnels s'ionisant aux valeurs de pH rencontrés dans la zone vadose, confèrent aux polluants organiques hydrophobes polaires (amines, acides carboxyliques et phénols) des propriétés de sorption distinctes.

La détermination des K_{oc} s'effectue en 2 étapes (USEPA, 1996) :

1) la détermination de l'importance de l'ionisation,

2) la détermination des K_{oc} pour les espèces ionisées ($K_{oc,i}$) et neutres ($K_{oc,n}$) en fonction du degré de ionisation calculé à une valeur de pH représentative pour le calcul des K_{oc} :

$$K_d = K_{oc,p} f_{oc}$$

où $K_{oc,p}$ est donné par la relation suivante (Lee et al. ,1990, cité dans USEPA, 1996) :

$$K_{oc,p} = K_{oc,n}\Phi_n + K_{oc,i}(1-\Phi_n)$$

Le calcul des fractions non dissociées est spécifique au caractère acide/base du polluant organique :

$$\Phi_{n,acide} = \frac{[HA]}{[HA]+[A^-]} = \frac{1}{1+10^{pH-pKa}}$$

$$\Phi_{n,base} = \frac{[B^0]}{[B^0]+[BH^+]} = \frac{1}{1+10^{pKa-pH}}$$

où pKa est la constante d'ionisation acide-base du polluant.

Etant donné la difficulté à obtenir, via une recherche bibliographique, des valeurs de $K_{oc,i}$ et $K_{oc,n}$, une approche où les K_{oc} ne sont pas pondérés pour les espèces ionisées ou neutres (Veerkamp & ten Berge, 1994) a été retenue, soit :

$$K_d = K_{oc}.f_{oc}.\Phi_{n,acide} = \frac{K_{oc}.f_{oc}}{1+10^{pH-pKa}}$$

Paramètre relatif à la solubilité de la substance :

✓ Solubilité dans l'eau de la substance étudiée (S) :

Concentration maximale de la substance étudiée qui peut se dissoudre dans l'eau, exprimée en mg/l.

La concentration calculée à l'issue de chaque étape ($C_{c,1}$, $C_{c,2}$ et $C_{c,3}$) est à comparer avec la solubilité de la substance étudiée. Un message de mise en garde apparaît dans le cas où la concentration calculée est supérieure à la solubilité renseignée.

Les valeurs issues de la littérature peuvent être considérées comme appropriées (cf. Tableau 8).

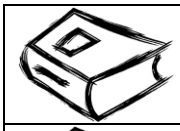
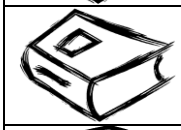
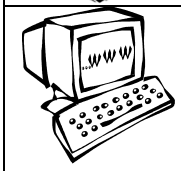
	USEPA, Soil Screening Guidance : Technical Background Document (TBD). EPA document number: EPA/540/R-95/12 8, July 1996.
	Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 5th Ed., Verschueren, K., John Wiley & Sons, 2008
	Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'INERIS http://www.ineris.fr/fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-

Tableau 8 : Références utiles à l'estimation de la solubilité (non exhaustif)

L'Annexe 1 fournit un exemple de valeurs pour une soixantaine de substances.

3.3.2. Acquisition des paramètres d'entrée

Le Tableau 9 résume l'origine recommandée des paramètres d'entrée nécessaires lors de l'Etape 1.

Le cas « valeur spécifique au cas d'étude » suppose une mesure (en laboratoire ou de terrain) spécifique au cas d'étude.

Paramètres d'entrée	Valeur spécifique au cas d'étude nécessaire	Valeur spécifique au cas d'étude préférable	Valeur bibliographique potentiellement suffisante
Concentration cible (C_{cible})	X		
Concentration présente avant réutilisation sur le site d'étude (C_i)	X		
Concentration mesurée dans l'éluat lors du test de lixiviation ($C_{éluat}$) (L/S=10 l/kg)	X		
Concentration mesurée sur brut (C_s)	X		
Humidité (w)	X		
Masse volumique réelle (r_r)		X	
Masse volumique apparente sèche (r_a)		X	
Constante de Henry de la substance (H)			X
Fraction de carbone organique dans les terres d'apport (f_{oc})		X	
Coefficient de partage carbone organique/eau (K_{oc})			X
pH dans les terres d'apport	X		
pK_a de la substance			X
Solubilité dans l'eau(S)			X

Tableau 9 : Acquisition des paramètres d'entrée de l'Etape 1

3.3.3. Résultats

Le résultat de l'Etape 1 est la concentration dans l'eau des terres d'apport ($C_{c,1}$) en fonction du type de substance.

- Pour les substances inorganiques :

La concentration dans l'eau des terres d'apport correspond à la concentration mesurée dans l'éluat lors du test de lixiviation (L/S=10 l/kg).

- Pour les substances organiques :

La concentration est calculée à partir de l'équation suivante, basée sur le principe d'équilibre entre les phases gaz/liquide/solide :

$$C_{c,1} = \frac{C_s}{K_d + \frac{n_w + n_a.H}{r_a}}$$

✓ Conclusion :

Dans le cas où la concentration présente dans la nappe avant réutilisation (C_i) est supérieure à la concentration cible (C_{cible}), la réutilisation des terres est à écarter.

Dans le cas contraire (C_i<C_{cible}) et si la concentration calculée à l'issue de l'Etape 1 ($C_{c,1}$) est supérieure à la concentration cible ($C_{c,1}$≥C_{cible}), alors il est nécessaire de passer à l'Etape 2. Si la concentration calculée à l'issue de l'Etape 1 est inférieure à la concentration cible ($C_{c,1}$<C_{cible}), deux cas de figure se présentent afin de tenir compte de la concentration présente dans la nappe avant réutilisation :

- la concentration présente dans la nappe avant réutilisation est inférieure à la concentration calculée à l'issue de l'Etape 1 (C_i<$C_{c,1}$), alors la réutilisation des terres est possible ;

- sinon (C_i≥$C_{c,1}$), il est nécessaire de passer à l'Etape 2.

3.4. ETAPE 2 : PRISE EN COMPTE DE LA DILUTION DANS LA NAPPE

3.4.1. Paramètres d'entrée et valeurs calculées

L'étape 2 est basée sur les résultats obtenus à l'issue de l'Etape 1. De ce fait, apparaissent, en jaune et en haut de la feuille, les renseignements suivants : le site où sont excavées les terres, le site receveur, la société/personne renseignant Hydrotex, la date, le nom de la substance étudiée, la concentration cible C_i, la concentration $C_{c,1}$ calculée lors de l'Etape 1 ainsi que la concentration C_i présente dans la nappe avant réutilisation sur le site d'étude .

Paramètre relatif à la zone de réutilisation :

La Figure 7 schématise les données à renseigner concernant la zone de réutilisation.

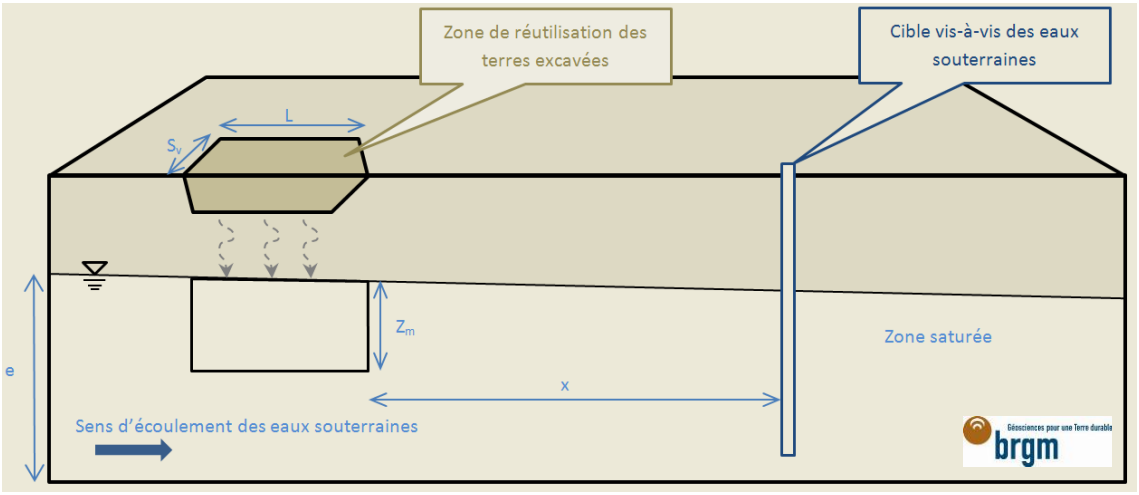


Figure 7 : Schéma de la zone de réutilisation

✓ Dimension de la zone de réutilisation dans le sens d'écoulement de la nappe (L) :

Cette valeur, exprimée en m, est spécifique à la zone de réutilisation envisagée.

Paramètres relatifs à la nappe :

✓ Pluviométrie efficace (Pe) :

Part des précipitations participant à la recharge de la nappe. Ce paramètre est à exprimer en mm/an.

Plusieurs cas sont à distinguer :

- Réutilisation sans revêtement[3] : la pluviométrie efficace sera estimée à partir de l'équation suivante : Pe = P – ETR – R, avec P les précipitations, ETR l'évapotranspiration et R le ruissellement. Les sources d'information pour les différents termes sont les données de Météo France, particulièrement pour P et ETR. L'ETR peut également être calculée selon des formules empiriques (formule de Turc par exemple). Le terme R du ruissellement peut être obtenu à partir d'études hydrologiques et pédologiques de caractérisation du ruissellement, ainsi que par des observations de terrain (caractéristiques des sols, drainage agricole, …).

- Réutilisation en sous-couche routière : une valeur de 100 mm/an est à considérer (Bellenfant et al., 2009).

- Réutilisation sous bâtiment : une valeur correspondant à 5% de la valeur de la pluviométrie est à considérer[4].

✓ Epaisseur de la nappe (e) :

Distance, exprimée en m, entre la surface libre de la nappe et la base de l'aquifère.

✓ Perméabilité (K) :

Ce paramètre exprime la capacité conductrice de l'aquifère. Il est exprimé en m/s. La valeur de ce paramètre peut être estimée à partir de données de terrain ou de données bibliographiques, selon la nature de l'aquifère.

Le Tableau 2 et le Tableau 10 donnent quelques ordres de grandeur de perméabilité pour différents matériaux.

[3] Le recouvrement avec des matériaux naturels n'est pas considéré comme un revêtement

[4] Cette valeur correspond à l'infiltration évaluée au travers d'un revêtement en bon état (Van Ganse, 1978).

Texture	Perméabilité moyenne (m/s)
Sand	$7{,}44.10^{-5}$
Loamy sand	$1{,}22.10^{-5}$
Sandy loam	$4{,}44.10^{-6}$
Sandy clay loam	$1{,}53.10^{-6}$
Sandy clay	$1{,}31.10^{-6}$
Loam	$1{,}39.10^{-6}$
Clay loam	$9{,}44.10^{-7}$
Silt loam	$2{,}11.10^{-6}$
Clay	$1{,}69.10^{-6}$
Silty clay loam	$1{,}28.10^{-6}$
Silt	$5{,}06.10^{-6}$
Silty clay	$1{,}11.10^{-6}$

Tableau 10 : Valeurs moyennes de perméabilité pour différentes textures de sol (USEPA, 2004)

✓ Gradient hydraulique (i) :

Pente de la surface libre de la nappe, exprimée en ‰.

Paramètres relatifs à la zone de mélange de la substance dans la nappe :

Deux options sont possibles pour définir l'épaisseur de la zone de mélange (Z_m) :

- le renseignement d'une valeur spécifique ;
- le calcul à partir d'une équation empirique utilisant les paramètres déjà renseignés.

✓ Epaisseur de la zone de mélange (Z_m) :

Le calcul de l'épaisseur de mélange est basé sur l'équation empirique suivante (EPA, 1996) :

$$Z_m = \sqrt{0{,}0112.L^2} + e.\left[1 - \exp\left(\frac{-L.P_e}{K.i.e}\right)\right]$$

Dans le cas où l'épaisseur de la zone de mélange renseignée est supérieure à celle de l'épaisseur de la zone saturée, un message de mise en garde apparaît.

3.4.2. Acquisition des paramètres d'entrée

Le Tableau 11 résume l'origine recommandée des paramètres d'entrée nécessaires lors de l'Etape 2.

Paramètres d'entrée	Valeur spécifique au cas d'étude nécessaire	Valeur spécifique au cas d'étude préférable	Valeur bibliographique potentiellement suffisante
Dimension de la zone de réutilisation dans le sens d'écoulement de la nappe (L)	X		
Pluviométrie efficace (P_e)		X	
Epaisseur de la nappe (e)		X	
Perméabilité (K)		X	
Gradient hydraulique (i)		X	
Epaisseur de la zone de mélange (Z_m)		X	

Tableau 11 : Acquisition des paramètres d'entrée de l'Etape 2

3.4.3. Résultats

✓ Facteur de dilution (FD) :

Le facteur de dilution est basé sur le principe de conservation des flux massiques provenant de la surface depuis la zone de réutilisation et provenant de la nappe en amont de la zone de réutilisation. Ce facteur est défini et calculé comme suit :

$$FD = \frac{C_{c,1}}{C_{c,2}} = \frac{(K.i.Z_m + L.P_e).C_{c,1}}{K.i.Z_m.C_i + L.P_e.C_{c,1}}$$

Pour éviter le phénomène de diminution de la concentration présente avant réutilisation sur site (C_i) par dilution avec une concentration calculée dans l'eau des terres d'apport ($C_{c,1}$) inférieure, le facteur de dilution est défini comme suit dans le cas où $C_i \geq C_{c,1}$:

$$FD = \frac{C_{c,1}}{C_{c,2}} = \frac{(K.i.Z_m + L.P_e).C_{c,1}}{(K.i.Z_m + L.P_e).C_i + L.P_e.C_{c,1}}$$

✓ Concentration dans les eaux souterraines au niveau de la cible ($C_{c,2}$) :

Cette concentration est calculée comme suit :

$$C_{c,2} = \frac{C_{c,1}}{FD}$$

✓ Conclusion :

Si la concentration calculée ($C_{c,2}$) est inférieure à la concentration cible fixée pour la substance considérée (C_{cible}), la réutilisation des terres excavées est possible.

Si la concentration calculée est supérieure, il est nécessaire de passer à l'Etape 3.

3.5. ETAPE 3 : PRISE EN COMPTE DES PHENOMENES DE DISPERSION, ADSORPTION ET DEGRADATION

L'Etape 3 est basée sur les résultats obtenus à l'issue de l'Etape 2. De ce fait, apparaissent, en jaune et en haut de la feuille, les renseignements suivants : le site où sont excavées les terres, le site receveur, la société/personne renseignant Hydrotex, la date, le nom de la substance étudiée, la concentration cible C_i, la concentration $C_{c,2}$ dans les eaux souterraines et le facteur de dilution calculés à l'issue de l'Etape 2.

3.5.1. Paramètres d'entrée et valeurs calculées

Paramètre relatif à la zone de réutilisation :

✓ Dimension de la zone de réutilisation perpendiculaire au sens d'écoulement de la nappe (S_y) :

Cette valeur, exprimée en m, est spécifique à la zone de réutilisation envisagée.

Paramètres relatifs à l'aquifère :

✓ Masse volumique apparente sèche ($r_{a,n}$) :

La définition de ce paramètre est identique à celle de l'Etape 1, hormis le fait qu'il s'agit de la valeur relative à l'aquifère.

✓ Porosité efficace (n_e) :

La porosité efficace correspond à la porosité qui participe à l'écoulement et n'inclut donc pas la porosité occluse. Cette valeur est à comparer avec les valeurs habituellement obtenues dans la littérature (cf. Tableau 2 et Tableau 12).

Cette porosité efficace de la zone saturée n'est donc pas en relation avec les valeurs de porosité remplie d'eau et remplie d'air renseignées lors de l'Etape 1.

Types de réservoirs	Porosité efficace (%)
Gravier gros	30
Gravier moyen	25
Gravier fin	20
Gravier + sable	15 à 25
Alluvions	8 à 10
Sable gros	20
Sable moyen	15
Sable fin	10
Sable très fin	5
Sable gros + silt	5
Silt	2
Vases	0.1
Calcaire fissuré	2 à 10
Craie	2 à 5
Grès fissuré	2 à 15
Granite fissuré	0.1 à 2
Basalte fissuré	8 à 10
Schistes	0.1 à 2

Tableau 12 : Valeurs de porosité efficace pour différents types de réservoirs (d'après documents de l'US. Geological Survey cités dans Castany, 1992)

✓ Epaisseur du panache de pollution dans la nappe, sous la zone de réutilisation (S_z) :

Cette valeur correspond à la valeur de la zone de mélange définie lors de l'Etape 2 (valeur spécifique ou calculée).

Paramètre relatif à la cible :

✓ Distance entre la cible et la zone de réutilisation, parallèlement au sens d'écoulement de la nappe (x) :

Distance, exprimée en m, séparant la zone de réutilisation de la cible envisagée dans les eaux souterraines.

La concentration est calculée dans l'axe du panache, c'est-à-dire que les distances latérale (y) et verticale (z) entre la cible et l'axe du panache sont considérées nulles.

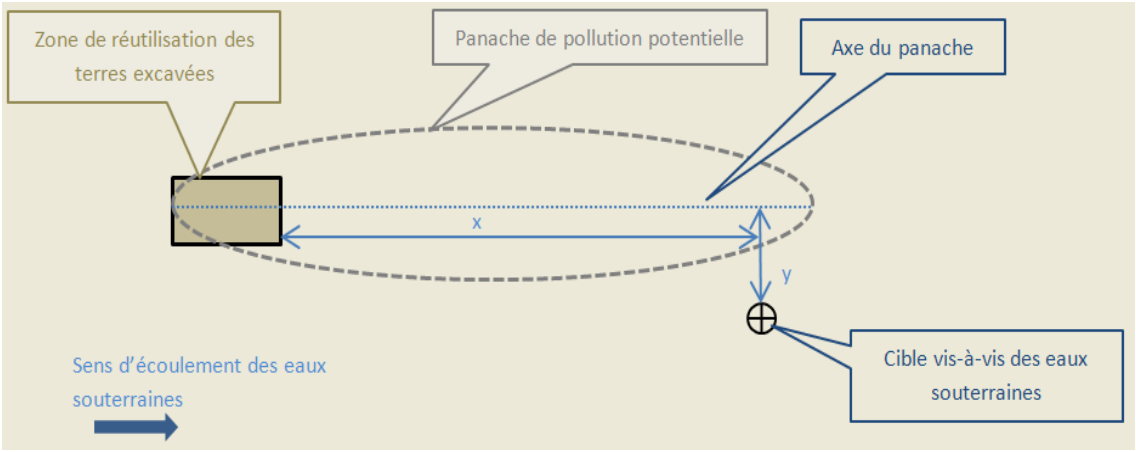


Figure 8 : Vue de dessus du panache de pollution potentielle

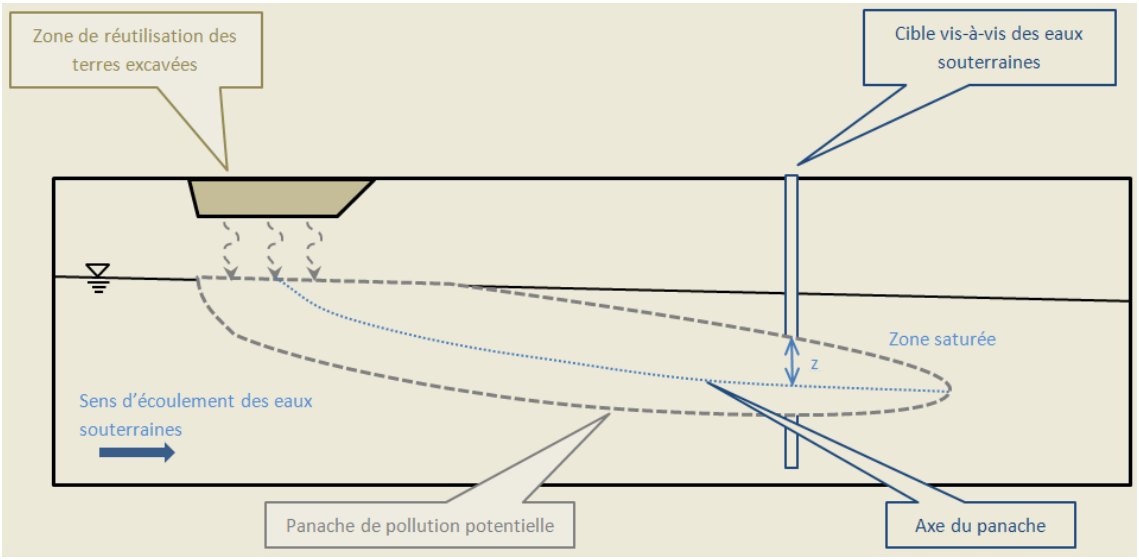


Figure 9 : Vue en coupe du panache de pollution potentielle

Deux options sont disponibles pour spécifier cette valeur :

- le renseignement d'une valeur spécifique ;
- le calcul en l'absence d'ouvrage (captage d'alimentation en eau potable, …).

- **Valeur spécifique :**

✓ Distance entre la cible et la zone de réutilisation, parallèlement au sens d'écoulement de la nappe (x) :

Si la cible correspond à un ouvrage (captage d'alimentation en eau potable, …), la distance à renseigner est celle séparant l'ouvrage de la zone de réutilisation, dans le sens d'écoulement de la nappe.

- **Valeur calculée en l'absence d'ouvrage :**

✓ Distance entre la cible et la zone de réutilisation, parallèlement au sens d'écoulement de la nappe (x) :

En l'absence d'ouvrage, la distance à retenir est celle correspondant à un temps de transport d'une particule d'eau depuis la zone de réutilisation de 50 j[5]. Cette distance est calculée comme suit :

$$x = vitesse\_de\_transport \times temps\_de\_transport = \frac{K.i}{n_e}.50\,j$$

Paramètres relatifs à la dispersion du polluant dans la nappe :

Plusieurs options sont disponibles pour spécifier les valeurs de dispersivité :

- le renseignement d'une valeur spécifique ;
- le calcul en considérant un pourcentage de la distance entre la cible et la zone de réutilisation ;
- le calcul en considérant une équation proposée par Xu & Eckstein (1995).

- **Valeurs spécifiques :**

✓ Dispersivités longitudinale (a_x), transversale (a_y) et verticale (a_z) :

La dispersivité permet de traduire l'étalement d'un panache de pollution. La difficulté à l'estimer sur le terrain et sa forte dépendance à l'échelle d'étude en font souvent un paramètre de calibrage. Le choix d'une valeur de cette constante faible constitue une hypothèse majorante vis-à-vis de l'impact sur la ressource en eau. Parmi plusieurs valeurs, nous recommandons donc de retenir la valeur la plus faible.

[5] Ce temps de transport correspond au temps retenu dans le cadre de la définition des périmètres de protection rapprochés des captages d'alimentation en eau potable.

- **Pourcentages de la distance entre la cible et la zone de réutilisation :**

Les dispersivités longitudinale (a_x), transversale (a_y) et verticale (a_z) sont calculées comme suit :

$$a_x = \frac{x}{10} \; ; \; a_y = \frac{x}{100} \text{ et } a_z = \frac{x}{1000}$$

- **Valeurs calculées d'après Xu & Eckstein (1995) :**

Les dispersivités longitudinale (a_x), transversale (a_y) et verticale (a_z) sont calculées comme suit :

$$a_x = 0{,}83.(\log(x))^{2{,}414} \; ; \; a_y = \frac{a_x}{10} \text{ et } a_z = \frac{a}{100}$$

Si l'extension verticale du panache (calculée comme étant la somme de la zone de mélange et de la dispersivité verticale, définie ou calculée) est supérieure à l'épaisseur définie l'aquifère, un message de mise en garde apparaît. Il convient alors de diminuer la dispersivité verticale et/ou l'épaisseur de la zone de mélange.

Paramètres relatifs à l'interaction polluant / matrice solide dans la nappe :

Plusieurs moyens sont disponibles afin de renseigner le coefficient de partage sol/eau (K_d). Il est possible de choisir entre :

- le renseignement d'une valeur spécifique ;
- le calcul pour les substances non polaires, à partir des valeurs de K_{oc} et f_{oc} ;
- le calcul pour les substances polaires, à partir des valeurs de K_{oc}, f_{oc}, pH et pK_a.

- **Valeur spécifique :**

Le renseignement d'une valeur spécifique est adapté au cas des substances inorganiques. La valeur de K_d peut être estimée à partir d'essais en laboratoire (USEPA, 1999) ou à partir de données bibliographiques. Le Tableau 13 fournit quelques références utiles à l'estimation du K_d pour les substances inorganiques.

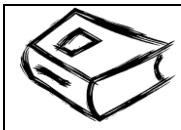
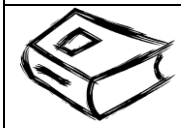
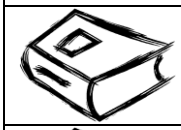
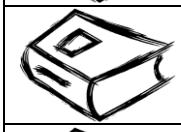
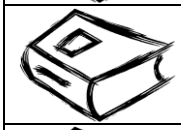
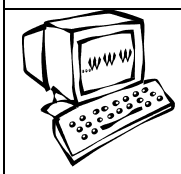
	USEPA Soil Screening Guidance : Technical Background Document (TBD). EPA document number: EPA/540/R-95/12 8, July 1996.
	A. Burnol (BRGM), L. Duro, M. Grive (Enviros), Eléments traces métalliques, Guide méthodologique, Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines, document INERIS n°INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a., Programme TRANSPOL, août 2006.
	USEPA, Understanding variation in partition coefficient, K_d values, volume I, The K_d model, Methods of measurement and application of chemical reaction codes, Ref EPA 402-R-99-004A, Août 1999
	USEPA, Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste, 2005
	Mark Elert et al., Release from contaminated sites, method to assess leaching and transport, 2007.
	Washington state department of Ecology, An assessment of laboratory leaching tests for predicting the impacts of fill material on groundwater and surface water quality – a report to the legislature, Publication n°03-09-107, 2003.
	Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'INERIS http://www.ineris.fr/fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-

Tableau 13 : Références utiles à l'estimation du K_d (non exhaustif)

La littérature fournit, pour une même substance, des valeurs très différentes, s'étalant sur plusieurs ordres de grandeur.

Ceci est lié à la forte dépendance du K_d aux propriétés du sol (pH, teneur en matière organique, teneur en argile, ...). Le choix d'une valeur de K_d issue de la littérature doit donc être justifié par une grande similarité des conditions environnementales (notamment du type de sol et du pH).

Une valeur de cette constante faible est majorante vis-à-vis de l'impact sur la ressource en eau. Parmi plusieurs valeurs, nous recommandons donc de retenir la valeur la plus faible.

Si les incertitudes demeurent fortes, les valeurs suivantes sont recommandées :

Substance	K_d (l/kg)
As	50
Ba	2
Cd	20
CN	1
Cr	10
Cu	14
Hg	1
Mo	10
Ni	50
Pb	50
Sb	5
Se	5
Zn	30

Tableau 14 : Valeurs de Kd recommandées (d'après Technical Adaptation Commitee, 2001)

- **Calcul pour les substances organiques (polaires et non polaires) :**

Pour les substances organiques, ces paramètres sont renseignés de manière identique à l'Etape 1 (fraction de carbone organique dans la nappe (f_{oc}), coefficient de partage carbone organique/eau de la substance (K_{oc}), pH dans la nappe et pKa de la substance).

Cependant, le paramètre concerne l'interaction polluant / matrice solide dans la nappe, et non dans les terres d'apport.

Pour les différentes options (substances organiques et inorganiques), le coefficient de retard (R) est exprimé de la manière suivante :

$$R = 1 + \frac{K_d . r_a}{n_e}$$

et la vitesse de transport du polluant (u), exprimée en m/j, est calculée de la manière suivante :

$$u = \frac{K.i}{n_e.R}$$

Le calcul du K_d pour les substances organiques, polaires et non polaires, est identique à celui de l'Etape 1.

Paramètres relatifs à la dégradation du polluant :

✓ Temps de demi-vie ($t_{1/2}$) :

Le temps de demi-vie ($t_{1/2}$), exprimé en j, est le temps au bout duquel la concentration initiale de la substance est divisée par 2.

Pour les substances non dégradables (par exemple les métaux lourds), un temps de demi-vie très élevé (par exemple 10^{100}j) est à renseigner. Deux options sont disponibles pour spécifier le temps de demi-vie d'une substance :

- Une dégradation concernant uniquement la pollution dissoute, lorsque le taux de dégradation est obtenu via des essais en laboratoire qui ne portent que sur l'évolution des quantités de substances dissoutes et non sur les quantités sorbées sur la matrice solide ;

- Une dégradation concernant toutes les phases de la pollution (sorbée et dissoute), lorsque le taux de dégradation est obtenu via des observations de terrain (par exemple lors d'un suivi à long terme des eaux souterraines) ou des essais de laboratoire qui portent à la fois sur les eaux souterraines et sur la matrice solide.

Le modèle considéré est celui d'une cinétique de biodégradation de premier ordre qui suppose que :

- le taux de biodégradation est proportionnel à la concentration du composé qui se biodégrade ;

- les autres éléments nécessaires à la réaction, tels que les accepteurs d'électrons ou les donneurs d'électrons, les catalyseurs ou les nutriments, sont présents en quantité non limitantes.

Remarque : Ce modèle simple ne convient pas à tous les cas de figures et le taux de biodégradation est souvent limité par l'absence ou la trop faible proportion des autres éléments nécessaires à la réaction ou par des conditions peu favorables (température, pH, …).

Les données relatives à la dégradation de la substance doivent donc être basées sur des données de terrain ou à défaut sur des données bibliographiques conservatoires.

L'utilisation d'une donnée bibliographique doit être justifiée par la similarité des conditions environnementales (pH, redox, présence d'autres substances, …).

En cas d'incertitude sur l'existence réelle du phénomène de dégradation dans le cas étudié, il est recommandé de considérer l'absence de dégradation et de renseigner un temps de demi-vie très élevé (par exemple 10^{100}j).

Le Tableau 15 présente quelques références utiles à l'estimation du temps de demi-vie.

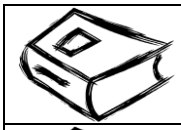
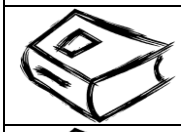
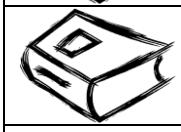
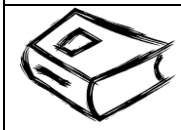
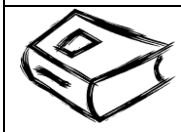
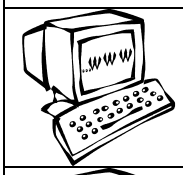
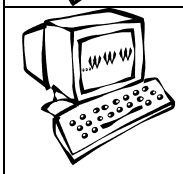
	Howard et al., Handbook of environmental degradation rates, 1991
	THIERRIN, JOSEPH , DAVIS, GREGORY B. , BARBER, CHRIS , PATTERSON, BRADLEY M. , PRIBAC, FRIDERIK , POWER, TERRY R. and LAMBERT, MICHAEL(1993) 'Natural degradation rates of BTEX compounds and naphthalene in a sulphate reducing groundwater environment / Taux de dégradation naturelle des composés BTEX et de la naphtalène dans un environnement sulfo-réducteur dans l'eau souterraine', Hydrological Sciences Journal, 38: 4, 309 — 322
	Risk-integrated software for clean-ups (RISC) User's manual, 2001
	Enviro-base Lite : Howard, P.H., R.S. Boethling, W.F. Jarvis, W.M. Meylan and E.M. Michalenks, Handbook of Environmental Degredation Rates, Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan, 725p., 1994
	Zoeteman, B.C., Harmsen,K, Linders, J.B.H.J., Morra, C.F.H and Sloof, W., 1980. Persitent organic pollutant in river water and groundwater of the Netherland. Chemosphere; 9: 231-49.; 1980
	O. BOUR(INERIS) , Hydrocarbures aromatiques polycycliques, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres K_d (sorption) et $t_{1/2}$ (biodégradation), rapport d'étude (ref. INERIS-DRC-66244-DESP-R02), Programme Transpol, 2005
	M. Mariot (INERIS), Solvants chlorés, Données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres K_d (sorption) et $t_{1/2}$ (biodégradation), rapport d'étude (ref. INERIS-DRC-08-94669-08132A), Programme Transpol, 2005
	Base de données Bio-sorp http://www.developpement-durable.gouv.fr/INERIS-B-D-P-SORP-BIO-Base-de.html
	Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'INERIS http://www.ineris.fr/fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-

Tableau 15 : Références utiles à l'estimation du temps de demi-vie (non exhaustif)

✓ Constante de dégradation (λ):

Dans le cas de la dégradation appliquée uniquement à la phase dissoute, la constante de dégradation est calculée comme suit :

$$\lambda = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} . \frac{1}{R}$$

Dans le cas de la dégradation appliquée à toutes les phases de la pollution (dissoute et sorbée), la constante de dégradation est calculée comme suit :

$$\lambda = \frac{\ln 2}{t_{1/2}}$$

3.5.2. Acquisition des paramètres d'entrée

Le Tableau 16 résume l'origine recommandée des paramètres d'entrée nécessaires lors de l'Etape 3.

Paramètres d'entrée	Valeur spécifique au cas d'étude nécessaire	Valeur spécifique au cas d'étude préférable	Valeur bibliographique potentiellement suffisante
Dimension de la zone de réutilisation perpendiculaire au sens d'écoulement de la nappe (S_y)	X		
Masse volumique apparente sèche ($r_{a,n}$)		X	
Porosité efficace (n_e)		X	
Distance entre la cible et la zone de réutilisation, parallèlement au sens d'écoulement de la nappe (x)	X		
Dispersivité longitudinale (a_x)		X	
Dispersivité transversale (a_y)		X	
Dispersivité verticale (a_z)		X	
Coefficient de partage soil/eau (K_d) pour les substances inorganiques		X	
Fraction de carbone organique dans la nappe (f_{oc})		X	
Coefficient de partage carbone organique/eau (K_{oc})			X
pH dans la nappe	X		
pK_a de la substance			X
Temps de demi-vie du polluant dans la nappe ($t_{1/2}$)		X	

Tableau 16 : Acquisition des paramètres d'entrée de l'Etape 3

3.5.3. Résultats

✓ Facteur d'atténuation (FA) :

Le facteur d'atténuation FA est basé sur l'équation de Domenico en régime permanent (Domenico, 1987) qui est une solution analytique de l'équation d'advection-dispersion du transport de polluant dissous dans les eaux souterraines.

Ce facteur est défini et calculé comme suit :

$$FA = \frac{C_{c,2}}{C_{c,3}} = \frac{1}{exp\left[\frac{x}{2a_x}\left(1-\sqrt{1+\frac{4\lambda a_x}{u}}\right)\right].erf\left(\frac{S_y}{4\sqrt{a_y x}}\right).erf\left(\frac{S_z}{2\sqrt{a_z x}}\right)}$$

La solution analytique de Domenico en régime permanent permet, pour un panache supposé à l'équilibre, de décrire l'atténuation de la concentration en polluant selon la direction principale de l'écoulement souterrain lors de son transport réactif par :

- advection unidirectionnelle au sein d'un milieu poreux supposé homogène et isotrope ;
- dispersion tridimensionnelle (avec une dispersion verticale orientée uniquement vers le bas) ;
- adsorption (considérée linéaire) ;
- biodégradation (régie par une cinétique de premier ordre).

La diffusion moléculaire, qui est basée sur un gradient de concentration, est négligée.

Ce modèle de transport tient compte des propriétés de l'aquifère au sein duquel le flux d'eau polluée s'écoule depuis la source de pollution, supposée infinie et placée au sommet de l'aquifère, jusqu'à une distance x.

La solution de Domenico reste une solution analytique approximative de l'équation d'advection-dispersion.

L'erreur induite par les approximations considérées est en particulier sensible :

- aux valeurs élevées de dispersivité longitudinale (Srinivasan et al., 2007 ; West et al., 2007). Pour rappel, une valeur de dispersivité élevée est représentative d'un aquifère au sein duquel le transport est significativement influencé par la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire ;
- aux valeurs faibles du nombre de Péclet (Guyonnet et Neville, 2004), soit classiquement :
  - ✓ quand l'aquifère est relativement imperméable, les processus de dispersion mécanique et de diffusion moléculaire peuvent influencer le transport de manière significative et en particulier quand Pe ≤ 10 ;
  - ✓ quand le panache de pollution en présence est caractérisé par des concentrations élevées en polluants résultant en une diffusion moléculaire importante.

✓ Concentration dans les eaux souterraines au niveau de la cible ($C_{c,3}$) :

Cette concentration est calculée comme suit :

$$C_{c,3} = \frac{C_{c,2}}{FA}$$

✓ Conclusion :

Si la concentration calculée est inférieure à la concentration cible fixée pour la substance considérée, la réutilisation des terres excavées est possible.

Si la concentration calculée est supérieure et que les données d'entrée sont jugées pertinentes, alors la réutilisation des terres est à écarter. Si l'incertitude liée aux

paramètres d'entrée est jugée trop importante, deux cas de figures doivent être envisagés :

- la non réutilisation des terres excavées dans le cas considéré ;
- le déclenchement d'investigations complémentaires, afin de réduire les incertitudes liées au choix des paramètres d'entrée et de choisir des valeurs moins conservatoires, ou la réalisation d'une modélisation plus approfondie permettant, par exemple, de prendre en compte la zone non saturée.

3.6. EXEMPLES D'UTILISATION

Deux exemples d'utilisation de la feuille de calcul HYDROTEX sont présentés en Annexe 2.

4. Etude de sensibilité

Une étude de sensibilité s'avère nécessaire pour chacune des étapes (Etape 1, 2 et 3) afin :

- de mettre en évidence les paramètres les plus sensibles vis-à-vis des résultats obtenus ;
- de mettre en évidence la nécessité éventuelle d'acquérir de nouvelles données ou d'approfondir leur connaissance (via une étude bibliographique approfondie, l'acquisition de données de terrain,…) et ainsi réduire l'incertitude liée au résultat ;
- de choisir volontairement une valeur conservatoire pour certains paramètres afin de rester majorant.
- de mieux argumenter le choix des valeurs et donc de renforcer la robustesse du calcul ;

Cette étude de sensibilité peut être réalisée en majorant et en minorant fortement la valeur du paramètre étudié, tout en restant dans la gamme des valeurs possibles de ce paramètre, et de comparer les résultats obtenus.

5. Validation du modèle

Dans les cas où il existe un réseau de surveillance des eaux souterraines sur le site receveur, une comparaison et un calage entre les données de terrain et les calculs pourra être établie. Dans la mesure où le modèle retenu ne simule pas avec une précision suffisante le ou les processus pour lesquels il a été conçu, l'expert réévaluera, indépendamment ou conjointement, le choix du modèle, la quantité et la qualité des données disponibles.

La pertinence des paramètres retenus devra être justifiée, tout particulièrement lorsque les jeux de données retenus pour ces paramètres ont pour conséquence une évaluation moins conservatoire (comme, par exemple, dans le choix de la prise en compte de la dégradation lors de l'Etape 3).

Les données de terrain devront être privilégiées comme paramètres d'entrée du modèle par rapport à des valeurs recueillies dans la littérature scientifique.

En l'absence de données de terrain permettant de replacer les résultats du modèle dans le contexte du site, l'avis de l'expert prévaudra. Si l'incertitude sur les paramètres d'entrée est jugée trop importante, alors la réutilisation des terres excavées ne pourra pas être envisagée sur la base de ces seuls calculs.

La réutilisation des terres dans un tel contexte devra être écartée, ou réexaminée à partir d'une autre approche (étude complémentaire) dans la mesure où celle-ci pourra être jugée pertinente.

6. Bibliographie

Banton et Bangoy, Hydrogéologie, multiscience environnementale des eaux souterraines, Universités francophones, 1999.

Bellenfant G., Guyonnet D. (2009) – Modélisation des impacts liés à l'utilisation de matériaux alternatifs ou hors spécifications en technique routière. BRGM/RP-57322-FR, 42 p., 8 fig., 3 tabl., 2 ann.

BLANC C. avec la participation de F.Lefevre (MEDDTL), G.Boissard, M.Scamps (BRGM) et B.Hazebrouck (INERIS) – (2012) - Guide de réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement, version n°4, Rapport Brgm-RP-60013-FR, 53 p.

Castany G., Principes et méthodes de l'hydrogéologie, Dunod université, 1992.

Domenico P.A. An analytical model for multidimensional transport of decaying pollutant species. *Journal of hydrology*, 91, 49-58, 1987.

Guyonnet, D. and C. Neville. Dimensionless analysis of two analytical solutions for 3-D solute transport in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, 75, 141-153, (2004).

Handbook of Chemistry and Physics, Editor R.C.Weast, Avril 1979

Howard et al., Handbook of Environmental Degradation Rates, Lewis, 1991.

Srinivasan, V., T.P. Clement and K.K. Lee. Domenico solution - is it valid? *Ground Water*, 45 (2), 136-146, 2007.

Technical Adaptation Committee, Decisions to be made with respect to the acceptance procedure for waste, 2001.

USEPA, Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste, 2005.

USEPA, User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings, 2004.

US-EPA, Understanding variation in partition coefficient, K_d values, volume I, The K_d model, Methods of measurement and application of chemical reaction codes, Ref EPA 402-R-99-004A, Août 1999

USEPA, User's manual ,Bioplume III, Natural attenuation decision support system, 1998.

USEPA, Soil Screening Guidance : Technical Background Document (TBD). EPA document number: EPA/540/R-95/12 8, 1996.

Van Ganse, R. Les infiltrations dans les chaussées: évaluations prévisionnelles. Symposium on road drainage, federal office of highways and rivers, Berne, v.1, p. 176-192, 1978.

Veerkamp, W., W. ten Berge, The concepts of HESP – Reference manual – Human exposure to soil pollutants – version 2.10a, Shell Internationale Petroleum Maatschappij B.V., The Hague, 1994.

West, M.R., B.H.Kueper and M.J. Ungs. On the use and error of approximation in the Domenico solution. *Ground Water*, 45 (2), 126-135, 2007.

Xu & Eckstein, Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field-scale, Ground water publishing, 1995.

Site internet

http://www.ades.eaufrance.fr/

Annexe 1

Exemples de valeurs de la constante de Henry (H), de la solubilité dans l'eau (S) et du coefficient de partage carbone organique/eau (K_{oc}) pour quelques substances

Substance	Solubilité dans l'eau (mg/l)	Constante de Henry à 27°C (sans dimension)	K_{oc} (l/kg)
Tétrachlorure de carbone	800	0.813	437
Chlorobenzène	490	0.141	158
Chloroforme	8 220	0.152	43.7
Cis-1,2-dichloroéthylène	3 500	0.305	31.6
1,1-Dichloroéthane	5 500	0.232	30.2
1,2-Dichloroéthane	8 690	0.0447	14.1
1,1-Dichloroéthylène	400	6.260	64.6
1,2-Dichloropropane	2 700	0.146	51.3
1,2-dibromoéthane	3 400	0.0129	28.2
Dichlorométhane	13 200	0.104	8.71
1,1,2,2-tétrachloroéthane	2 900	0.0203	219
Tétrachloroéthylène	150	0.923	661
Trans-1,2-dichloroéthylène	6 300	0.268	58.9
1,1,1-Trichloroéthane	950	0.112	151
1,1,2-Trichloroéthane	4 500	0.0476	56.2
Trichloroéthylène	1 000	0.363	126
Chloroéthane	5 700	0.447	14.79
Chlorure de vinyle	1 100	28.3	8.13
Butan-2-one	268 000	0.00111	4.47
4-Méthyl-2-Pentanone	19 000	0.00630	24.0
Tétrahydrofurane	300 000	0.00447	-
Benzène	1 780	0.221	64.6
Ethylbenzène	152	0.321	676
Styrène	300	0.0927	-
Toluène	515	0.269	257
m-Xylène	200	0.281	692
o-Xylène	170	0.201	692
p-Xylène	198	0.285	692
Arochlor 1242	0.45	0.0138	100 000
Arochlor 1254	0.012	0.0114	-
Arochlor 1260	0.0027	0.0138	-
Chlordane	0.056	0.00894	38 019
Pesticide DDD	0.16	0.000324	239 883
Pesticide DDE	0.040	0.00772	257 040
Pesticide DDT	0.0031	0.00114	301 995
Dieldrine	0.186	0.000394	1 698
1,2 Dichlorobenzène	100	0.0764	1 148
1,4 Dichlorobenzène	80	0.0642	1 175
Pentachlorophénol(w)	14.0	0.000114	63 096
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	1 000	-	100
Acénaphthène	3.88	0.0488	5 012

Substance	Solubilité dans l'eau (mg/l)	Constante de Henry à 27°C (sans dimension)	K_{oc} (l/kg)
Anthracène	0.075	0.00137	12 589
Benzo(a)anthracène	0.014	0.000183	1 380 384
Benzo(a)pyrène	0.0038	0.000732	5 495 409
Benzo(b)fluoranthène	0.014	0.000484	549 541
Benzo(ghi)pérylène	0.00026	0.00000217	1 584 893
Benzo(k)fluoranthène	0.0043	0.00160	549 541
Chrysène	0.006	0.0000427	199 526
Dibenzo(a,h)anthracène	0.0025	0.00000298	3 311 311
Fluoranthène	0.265	0.000264	38 019
Fluorène	1.90	0.00311	7 943
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0.000530	0.00000283	1 584 893
2-Méthyl Naphthalène	25.4	2.06	8 511
Napthalène	31.0	0.0516	1 288
Phénanthrène	1.18	0.00162	12 589
Pyrène	0.148	0.000488	38 019
Phénol	84 000	0.0000317	14.1
2,4-Dinitrophénol	6 000	0.0000000264	16.6
m-Crésol	23 500	0.00154	26.9
o-Crésol	31 000	0.00191	17.0
p-Crésol	24 000	0.0142	19.1

- : pas de données

(Source : VLEACH, a one-dimensional finite difference vadose zone leaching model - version 2.2 – developed for USEPA, Center for Subsurface Modeling Support, 1997)

Annexe 2

Exemples d'utilisation de l'outil HYDROTEX

Exemple 1 : Réutilisation hors site de terres excavées sous un parking

La réutilisation hors site de terres excavées est envisagée en techniques routières, sous un parking de 2 500 m² (50 m x 50 m). Des tests de lixiviation réalisés sur 3 échantillons représentatifs des terres excavées ont révélé des concentrations en baryum dans l'éluat de 2,1 ; 3,0 et 2,2 mg/l. Le site receveur est localisé au droit d'un aquifère composé de sables fins et à 550 m en amont hydraulique d'un captage d'alimentation en eau potable

Etape 1 :

Une concentration de 700 µg/l est utilisée comme concentration cible, conformément à l'usage de la nappe pour la production d'eau potable et la valeur seuil réglementaire (Arrêté du 11 janvier 2007). Le suivi de la qualité de l'eau de la nappe à proximité du site receveur permet de renseigner une concentration nulle en baryum. La concentration maximale mesurée lors des tests de lixiviation est retenue dans le calcul.

La concentration calculée dans l'eau des terres d'apport étant supérieure à la concentration cible retenue, il est nécessaire de passer à l'Etape 2.

	Paramètre d'entrée	Symbole	Valeur	Unité	Source utilisée pour définir la valeur du paramètre d'entrée
Substance inorganique	Concentration cible envisagée pour la substance étudiée	C_{cible}	0.7	mg/l	*Annexe I de l'Arrêté du 11 janvier 2007 (Limite/Référence de Qualité des eaux de consommation)*
	Concentration présente avant réutilisation sur le site d'étude	C_i	0	mg/l	*Valeur issue de la banque de données ADES*
	Concentration mesurée dans l'éluat lors du test de lixiviation (L/S=10 l/kg)	$C_{éluat}$	3.0	mg/l	*Test de lixiviation (L/S=10 l/kg)*
	Résultats				
	Concentration calculée dans l'eau des terres d'apport	$C_{c,1}$	3.0	mg/l	
	Conclusion		**Il est nécessaire de passer à l'Etape 2**		

Etape 2 :

Des investigations (pompages d'essai) ont été menées sur le site receveur afin de déterminer la perméabilité des formations aquifères présentes au droit du site. L'épaisseur et le gradient de la nappe sont renseignés à partir des données disponibles sur l'hydrogéologie locale.

Le facteur de dilution calculé dans la nappe, au droit de la zone de réutilisation, permet d'envisager la réutilisation des terres puisque la concentration calculée ($C_{c,2}$=0,43 mg/l) est plus basse que la concentration cible de 0,7 mg/l.

	Paramètre d'entrée	Symbole	Valeur	Unité	Source utilisée pour définir la valeur du paramètre d'entrée
Epaisseur de la zone de mélange	Dimension de la zone de réutilisation dans le sens d'écoulement de la nappe	L	50	m	*Longueur du parking*
	Pluviométrie efficace	P_e	100	mm/an	*Valeur sous voirie: 100 mm/an*
	Epaisseur de la nappe	e	10	m	*Valeur issue de la Banque de Données du Sous-Sol*
	Perméabilité	K	5.0E-05	m/s	*Pompage d'essai*
	Gradient hydraulique	i	3.0	‰	*Carte piézométrique régionale*
	Valeur calculée	Z_m	6.3	m	
	Résultats				
Concentration calculée dans les eaux souterraines au droit de la zone de réutilisation	Facteur de dilution	FD	7.0		
		$C_{c,2}$	0.43	mg/l	
	Conclusion		**La réutilisation des terres est possible**		

Le détail des calculs est le suivant :

$$Z_m = \sqrt{0{,}0112.L^2} + e.\left[1 - \exp\left(\frac{-L.P_e}{K.i.e}\right)\right] = \sqrt{0{,}0112 * 50^2} + 10.\left[1 - \exp\left(\frac{-50 * 0{,}1/(365 * 24 * 3600)}{0{,}00005 * 0{,}003 * 10}\right)\right]$$

$$FD = \frac{(K.i.Z_m + L.P_e).C_{c,1}}{K.i.Z_m.C_i + L.P_e.C_{c,1}} = \frac{(0{,}00005 * 0{,}003 * 6{,}3 + 50 * 0{,}1/(365 * 24 * 3600)) * 3{,}0}{50 * 0{,}1/(365 * 24 * 3600) * 3{,}0}$$

$$C_{c,2} = \frac{C_{c,1}}{FD} = \frac{3{,}0}{7{,}0}$$

Exemple 2 : Réutilisation hors site de terres excavées sous un bâtiment

La réutilisation hors site de terres excavées est envisagée dans le cadre d'un projet d'aménagement, sous un bâtiment de 1 500 m² (30 m x 50m). Plusieurs analyses sur le contenu total d'échantillons représentatifs des terres excavées ont révélé une concentration maximale en benzène de 0,05 mg/kg. Le site receveur est localisé au droit d'un aquifère composé de sables fins et à 400 m en amont hydraulique d'un captage d'alimentation en eau potable.

Etape 1 :

Une concentration de 1 µg/l est utilisée comme concentration cible, conformément à l'usage de la nappe pour la production d'eau potable et la valeur seuil réglementaire (Arrêté du 11 janvier 2007). Le suivi de la qualité de l'eau de la nappe à proximité du site receveur permet de renseigner une concentration nulle en benzène. La concentration maximale mesurée lors d'analyses sur le contenu total est retenue dans le calcul.

La concentration calculée dans l'eau des terres d'apport étant supérieure à la concentration cible retenue, il est nécessaire de passer à l'Etape 2.

	Paramètre d'entrée	Symbole	Valeur	Unité	Source utilisée pour définir la valeur du paramètre d'entrée
	Concentration cible envisagée pour la substance étudiée	C_{cible}	1.00E-03	mg/l	*Annexe I de l'Arrêté du 11 janvier 2007 (Limite/Référence de Qualité des eaux de consommation)*
	Concentration présente avant réutilisation sur le site d'étude	C_i	0	mg/l	*Valeur issue de la banque de données ADES*
Substance organique	Concentration mesurée sur brut	C_s	0.05	mg/kg	*Analyse en laboratoire*
	Humidité	w	15.0	% MS	*Analyse en laboratoire*
	Masse volumique réelle	r_r	2.2	kg/l	*Analyse en laboratoire*
	Masse volumique apparente sèche	r_a	1.62	kg/l	*Analyse en laboratoire*
	Indice des vides	e	35.8	%	
	Saturation	S	92.2	%	
	Porosité totale	n	26.4	%	
	Porosité remplie d'air	n_a	2.1	%	
	Porosité remplie d'eau	n_w	24.3	%	
	Constante de Henry de la substance	H	0.225	sans dimension	*Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques (INERIS, 2006)*
Substance organique non polaire	Fraction de carbone organique dans les terres d'apport	f_{oc}	1.0	%	*Analyse en laboratoire*
	Coefficient de partage carbone organique/eau de la substance	K_{oc}	60	l/kg	*Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques (INERIS, 2006)*
	Coefficient de partage sol/eau calculé	K_d	0.6	l/kg	
	Solubilité dans l'eau de la substance étudiée	S	1 830.0	mg/l	*Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques (INERIS, 2006)*
	Résultats				
	Concentration calculée dans l'eau des terres d'apport	$C_{c,1}$	6.64E-02	mg/l	
	Conclusion		**Il est nécessaire de passer à l'Etape 2**		

Le détail des calculs est le suivant :

$$e = \frac{r_r}{r_a} - 1 = \frac{2,2}{1,62} - 1$$

$$S = \frac{w * r_r}{e} = \frac{15\% * 2,2}{35,8\%}$$

$$n = 1 - \frac{r_a}{r_r} = 1 - \frac{1,62}{2,2}$$

$$n_a = (1 - S) * n = (1 - 92,2\%) * 26,4\%$$

$$n_w = n - n_a = 26,4\% - 2,1\%$$

$$K_d = K_{oc}.f_{oc} = 60 * 1\%$$

$$C_{c,1} = \frac{C_s}{K_d + \frac{n_w + n_a.H}{r_a}} = \frac{0,05}{0,6 + \frac{24,3\% + 2,1\% * 0,225}{1,62}}$$

Etape 2 :

Des investigations (pompages d'essai) ont été menées sur le site receveur afin de déterminer la perméabilité des formations aquifères présentes au droit du site. L'épaisseur et le gradient de la nappe sont renseignés à partir des données disponibles sur l'hydrogéologie locale.

La concentration calculée ($C_{c,2}$=4,6.10^{-3} mg/l) reste plus élevée que la concentration cible de 1.10^{-3} mg/l. Il est donc nécessaire de passer à l'Etape 3.

	Paramètre d'entrée	Symbole	Valeur	Unité	Source utilisée pour définir la valeur du paramètre d'entrée
Epaisseur de la zone de mélange calculée	Dimension de la zone de réutilisation dans le sens d'écoulement de la nappe	L	30	m	*Longueur du bâtiment*
	Pluviométrie efficace	P_e	40	mm/an	*Valeur sous bâtiment: 5% Précipitations*
	Epaisseur de la nappe	e	10	m	*Valeur issue de la Banque de Données du Sous-Sol*
	Perméabilité	K	5.0E-05	m/s	*Pompages d'essai*
	Gradient hydraulique	i	3.0	‰	*Carte piézométrique régionale*
	Epaisseur de la zone de mélange	Z_m	3.4	m	
	Résultats				
Concentration calculée dans les eaux souterraines au droit de la zone de réutilisation	Facteur de dilution	FD	14.5		
		$C_{c,2}$	4.6E-03	mg/l	
	Conclusion		**Il est nécessaire de passer à l'Etape 3**		

Le détail des calculs est le suivant :

$$Z_m = \sqrt{0{,}0112.L^2} + e.\left[1 - \exp\left(\frac{-L.P_e}{K.i.e}\right)\right] = \sqrt{0{,}0112 * 30^2} + 10.\left[1 - \exp\left(\frac{-30 * 0{,}04/(365 * 24 * 3600)}{0{,}00005 * 0{,}003 * 10}\right)\right]$$

$$FD = \frac{(K.i.Z_m + L.P_e).C_{c,1}}{K.i.Z_m.C_i + L.P_e.C_{c,1}} = \frac{(0{,}00005 * 0{,}003 * 3{,}4 + 30 * 0{,}04/(365 * 24 * 3600)) * 0{,}0664}{30 * 0{,}04/(365 * 24 * 3600) * 0{,}0664}$$

$$C_{c,2} = \frac{C_{c,1}}{FD} = \frac{0{,}0664}{14{,}5}$$

Etape 3 :

L'Etape 3 permet de prendre en compte la dispersion et l'adsorption du polluant sur la matrice solide, dans la nappe. En l'absence de données précises sur les conditions de dégradation du benzène, le calcul est conduit en considérant l'hypothèse que le benzène ne se dégrade pas.

La concentration calculée dans les eaux souterraines au niveau du captage AEP ($C_{c,3}$=0,24 µg/l) permet d'envisager la réutilisation des terres excavées car elle est inférieure à la concentration cible de 1 µg/l.

	Paramètre d'entrée	Symbole	Valeur	Unité	Source utilisée pour définir la valeur du paramètre d'entrée
Valeur spécifique	Dimension de la zone de réutilisation perpendiculaire au sens d'écoulement de la nappe	S_y	50	m	*Largeur du bâtiment*
	Masse volumique apparente sèche	$r_{a,n}$	1.62	kg/l	*Valeur bibliographique pour un sol de type loamy sand (USEPA, 2004)*
	Porosité efficace	n_e	10.0	%	Valeur bibliographique pour un sable fin (Castany, 1992)
	Epaisseur du panache de pollution dans la nappe, sous la zone de réutilisation	S_z	3.43	m	
	Distance entre la cible et la zone de réutilisation, parallèlement au sens d'écoulement de la nappe	x	400	m	*Captage AEP à 400 m en aval hydraulique*
Pourcentages de la distance entre la cible et la zone de réutilisation	Dispersivité longitudinale	a_x	40.0	m	
	Dispersivité transversale	a_y	4.0	m	
	Dispersivité verticale	a_z	0.4	m	
Substance organique non polaire	Fraction de carbone organique dans la nappe	f_{oc}	0.1	%	*Analyse en laboratoire*
	Coefficient de partage carbone organique/eau de la substance	K_{oc}	60	l/kg	*Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques (INERIS, 2006)*
	Coefficient de partage sol/eau calculé	K_d	0.06	l/kg	
	Coefficient de retard	R	2.0	-	
	Vitesse de transport du polluant	u	0.071	m/j	
Dégradation appliquée uniquement à la pollution dissoute	Temps de demi-vie du polluant dans la nappe	$t_{1/2}$	1E+100	j	*Absence considérée de dégradation*
	Constante de dégradation	λ	3.5^{E}-101	j-1	
	Résultats				
	Facteur d'atténuation	FA	19.3		
	Concentration calculée dans les eaux souterraines au niveau de la cible envisagée	$C_{c,3}$	2.4E-04	mg/l	
	Conclusion		**La réutilisation des terres est possible**		

Le détail des calculs est le suivant :

$$a_x = \frac{x}{10} = \frac{400}{10} \text{ ; } a_y = \frac{x}{100} = \frac{400}{100} \text{ et } a_z = \frac{x}{1000} = \frac{400}{1000}$$

$$K_d = K_{oc}.f_{oc} = 60 * 0{,}1\%$$

$$R = 1 + \frac{K_d.r_a}{n_e} = 1 + \frac{0{,}06 * 1{,}62}{10\%}$$

$$u = \frac{K.i}{n_e.R} = \frac{0{,}00005 * 24 * 3600 * 3{,}2‰}{10\% * 2{,}0}$$

$$\lambda = \frac{\ln 2}{t_{1/2}}.\frac{1}{R} = \frac{\ln 2}{10^{100}}.\frac{1}{2{,}0}$$

$$FA = \frac{C_{c,2}}{C_{c,3}} = \frac{1}{exp\left[\frac{x}{2a_x}\left(1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda a_x}{u}}\right)\right].erf\left(\frac{S_y}{4\sqrt{a_y x}}\right).erf\left(\frac{S_z}{2\sqrt{a_z x}}\right)} = \frac{1}{exp\left[\frac{400}{2 * 40}\left(1 - \sqrt{1 + \frac{4 * 3{,}5.10^{-101} * 40}{0{,}071}}\right)\right].erf\left(\frac{50}{4\sqrt{4 * 400}}\right).erf\left(\frac{3{,}4}{2\sqrt{0{,}4 * 400}}\right)}$$

$$C_{c,3} = \frac{C_{c,2}}{FA} = \frac{0{,}0046}{19{,}3}$$

Centre scientifique et technique
Service EPI
3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34